Deutscher Bundestag
11. Wahlperiode

Drucksache 11/8493

Unterrichtung

durch die Bundesregierung

Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen vom September 1990 „Abfallwirtschaft“

Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

Stand: April 1987

Name, Ort	Fach	Aufgabe im Rat
Wolfgang Haber, Prof. Dr. rer. nat., München/Weihenstephan	Landschaftsökologie	Vorsitzender, Naturschutz, Landschaftspflege
Horst Zimmermann, Prof. Dr. rer. pol., Marburg	Volkswirtschaftslehre, Finanzwissenschaft	Stellv. Vorsitzender, ökonomische und finanzwirtschaftliche Fragen der Umweltpolitik
Franz-Josef Dreyhaupt, Prof. Dr.-Ing., Düsseldorf	Ingenieurwissenschaft	Immissionsschutz, Umweltadministration
Georges Fülgraff, Prof. Dr. med., Berlin	Medizin	Umwelt und Gesundheit, Organisationsfragen der Umweltpolitik
Helmut Greim, Prof. Dr. med., Neuherberg	Toxikologie	Toxikologie, Gesundheitsrisiken
Werner Hoppe, Prof. Dr. jur., Münster	Rechtswissenschaft	Bau- und Planungsrecht, Raumplanung
Paul Müller, Prof. Dr. rer. nat., Saarbrücken	Biogeographie, Ökologie	Ökologie
Eckard Rehbinder, Prof. Dr. jur., Frankfurt	Rechtswissenschaft	Umweltrecht
Carl-Franz Seyfried, Prof. Dr.-Ing., Hannover	Siedlungswasserwirtschaft	Gewässerschutz, Deponietechnik
Hansjörg Sinn, Prof. Dr. rer. nat., Hamburg	Chemie	Rohstofffragen, Abfallwirtschaft
Hans Willi Thoenes, Prof. Dr. rer. nat., Essen	Ingenieurwissenschaft, Naturwissenschaft	Umwelttechnik
Ekkehard Weber, Prof. Dr.-Ing., Essen	Verfahrenstechnik	Umwelttechnik, Luftreinhaltung

Vorwort

1. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen legt mit dem Sondergutachten „Abfallwirtschaft" wiederum ein Gutachten vor, das einem bedeutsamen speziellen Problem der Umweltpolitik gewidmet ist. Grundlage auch dieses Gutachtens ist der im Einrichtungserlaß festgelegte Auftrag, die Situation der Umwelt darzustellen und auf Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung hinzuweisen.

2. Wie bereits im Umweltgutachten 1987 angekündigt wurde, hat der Rat den umfangreichen Problemkomplex der Abfallwirtschaft als eigenständigen Teilbeitrag einer sektorübergreifenden Bewertung der Umweltpolitik der ausgehenden 1980er und beginnenden 1990er Jahre bearbeitet. Die Notwendigkeit für die separate Behandlung des Themas Abfallwirtschaft hat sich im Verlauf der Arbeit an diesem Gutachten bestätigt. Noch deutlicher als in anderen Bereichen der Umweltpolitik zeigt sich hier, daß Fortschritte nur zu erreichen sind, wenn die sektorale durch eine integrale Betrachtungsweise abgelöst wird. Eine umweltverträgliche Abfallwirtschaft kann sich nicht auf geeignete Behandlungstechniken beschränken, sondern muß auch die Regelungen zur Produktgestaltung, zu Produktionsweisen und zum Konsumverhalten berücksichtigen. Im Verlauf der Gutachtenarbeit hat sich auch herausgestellt, daß die Altablagerungen und Altstandorte einen eigenständigen Problembereich darstellen, der nicht nur besondere Aufmerksamkeit, sondern auch eine eigene wissenschaftliche Begutachtung erfordert. Im Dezember 1989 wurde mit der Fertigstellung und Übergabe des Sondergutachtens „Altlasten" dieser Anspruch erfüllt und den Politikern, Verwaltungen, Unternehmungen und der Öffentlichkeit der derzeitige und künftige Handlungsbedarf in diesem Bereich aufgezeigt.

3. Im vorliegenden Gutachten werden alle Bereiche der Abfallwirtschaft dargestellt und darüber hinaus Handlungsnotwendigkeiten beschrieben, um das Abfallproblem rasch und wirksam zu lösen und um zukünftige Altlasten zu vermeiden. Das Abfallproblem ist die sichtbare und spürbare Folge der allgemein verbreiteten Gedankenlosigkeit im Umgang mit Stoffen oder Produkten in der hochindustrialisierten Wohlstandsgesellschaft. Sie ist kennzeichnend für eine grundsätzliche Verhaltensweise in unserem technischökonomischen System, in dem gegenwärtig einer hochentwickelten, wohlgeordneten Versorgungsinfrastruktur eine weithin unterentwickelte, durch Unordnung und Zufälligkeit bestimmte Entsorgungsinfrastruktur gegenübersteht. Solange diese nicht gleichrangig in die wirtschaftlichen Entscheidungen und Handlungen einbezogen wird, ist der Begriff Abfallwirtschaft nur eine Forderung.

4. Ausgangspunkt der Ratsüberlegungen im Bereich Abfallwirtschaft war der im Abfallgesetz und im Bundes-Immissionsschutzgesetz niedergelegte Vorrang von Vermeidung und Verwertung von Abfällen und Reststoffen gegenüber der Beseitigung. Der Rat umreißt dazu eine Reihe von Rahmenbedingungen für die Umorientierung des Produktions- und Konsumbereichs im Hinblick auf Vermeidung und Verwertung von Abfällen und Reststoffen. Diese Rahmenbedingungen, die in beiden Bereichen ganz unterschiedliche Ausprägungen besitzen, werden im einzelnen sowohl in den rechtlichen wie auch den ökonomischen Teilen des Sondergutachtens und insbesondere in den Ausführungen zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen behandelt.

5. Ausführlich setzt sich der Rat im vorliegenden Sondergutachten mit dem Abfallrecht auseinander. Trotz einer Vielzahl von bisher erlassenen rechtlichen Regelungen wird das Abfallrecht noch nicht als befriedigend angesehen. Insbesondere die Aufspaltung des materiellen Abfallrechts, die sich aus abfallrechtlichen Regelungen nicht nur im Abfallgesetz, sondern auch im BundesImmissionsschutzgesetz ergibt, führt zu erheblichen inhaltlichen Disharmonien, Überschneidungen und Kompetenzkonflikten, die die Effektivität der Abfallwirtschaft beeinträchtigen. Aufmerksamkeit hat der Rat auch dem abfallwirtschaftlichen Instrumentarium geschenkt, das bisher wesentlich durch ordnungsrechtliche Instrumente sowie Instrumente der Planung geprägt ist. Ökonomische Instrumente sind bisher nur ansatzweise in Form von Pfandregelungen entwickelt. Es wird dabei auch die Schwäche des abfallrechtlichen Instrumentariums angesprochen, das gemäß seiner Konzeption die durch Prozeß- und Produktinnovation erfolgenden Weichenstellungen für den Abfallanfall zunächst hinnimmt, um erst im Nachhinein bei entsprechendem Problemdruck einzugreifen.

6. Der Rat ist der Auffassung, daß sich die Abfallproblematik in den kommenden Jahren noch verschärfen wird, auch dann, wenn Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen zu greifen beginnen. Da in Zukunft nur noch Abfälle, die soweit wie möglich der Erdkruste ähnlich sein müssen, zur oberirdischen Deponierung kommen dürfen, kommt der Abfallbehandlung eine besondere Bedeutung zu. Aufgabe der Behandlungsverfahren ist es, die im Abfall vorhandenen Schadstoffe zu vernichten bzw. zu immobilisieren. Im Sondergutachten werden alle bedeutenden Abfallbehandlungsverfahren dargestellt und bezüglich ihrer Umweltverträglichkeit bewertet. An die Abfallverbrennung, die nach der Einschätzung des Rates eine Behandlungs- und keine Verwertungstechnik darstellt, werden besonders hohe Anforderungen gestellt.

7. Das in der augenblicklichen umweltpolitischen Diskussion intensiv behandelte Konzept der „dualen Abfallwirtschaft", konnte in vorliegendem Gutachten nicht mehr abschließend bewertet werden. Der Rat sieht darin jedoch einen interessanten Ansatz, dessen Praktikabilität und Wirksamkeit näher geprüft wer-

den sollte. Es muß jedoch auch die Gefahr gesehen werden, daß dieses Konzept nicht zu der eigentlich angestrebten Vermeidung von Abfällen am Entstehungsort beiträgt. Die Empfehlungen des Rates zur getrennten Erfassung von Wertstoffen, Problemstoffen und Restmüll können in diesem Zusammenhang eine wichtige Orientierungshilfe geben.

8. Nur am Rande berücksichtigt werden konnte die Abfallsituation der neuen Bundesländer auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. Die Situation dieser Länder ist einerseits, insbesondere in den alten Industrierevieren, durch umfangreiche, z. T. gefährliche Altlasten gekennzeichnet. Andererseits sind in diesen Ländern bestimmte Abfallprobleme aufgrund des bisher geringeren Konsumniveaus nicht gegeben. Ferner waren dort vorbildliche Systeme des Einsammelns und Verwertens von Reststoffen, die zu Sekundärrohstoffen verarbeitet werden, geschaffen worden, die aufrechterhalten werden sollten.

9. Wie frühere Sondergutachten des Rates enthält auch dieses Gutachten keine einseitigen Empfehlungen, die eine Umweltschutzpolitik ohne Bezugnahme auf technische und finanzielle Möglichkeiten fordern. Vielmehr ist es das Anliegen des Rates, ausgewogene Entscheidungshilfen zu geben für eine Umweltpolitik, die nicht nur kurzfristige, sondern insbesondere langfristige Ziele verfolgt. Die vielfach geforderte Neuorientierung unseres Wirtschaftssystems im Hinblick auf eine ökosoziale Marktwirtschaft muß unter Berücksichtigung der vorliegenden technischökonomischen Rahmenbedingungen geschehen. Nicht zuletzt sind hierzu, wie bereits in früheren Ratsgutachten gefordert, ökonomische Instrumente zu entwickeln und einzusetzen, die dies ermöglichen.

10. Die Vielfalt der fachlichen Spezialfragen, die im Rahmen des vorliegenden Sondergutachtens zu behandeln waren, hat den Rat zur Einholung mehrerer externer Gutachten und Stellungnahmen sowie zur Durchführung von Expertenanhörungen veranlaßt, von denen insbesondere die folgenden von großem Wert gewesen sind:

Prof. P. Baccini, Zürich, informierte den Rat über das Schweizer Abfallkonzept, das auch wegweisende Bedeutung für die deutschen Regelungen in diesem Bereich besitzt. Prof. Dr. A. G. Herrmann, Göttingen, erstellte ein Gutachten zur Langzeitsicherheit für anthropogene Schadstoffe in Evaporitkörpern; Prof. Dr.-Ing. F. L. Wilke, Berlin, erarbeitete einen Beitrag zur Untertageverbringung von Sonderabfällen in Stein- und Braunkohleformationen. Die Möglichkeiten zur Vermeidung und Verminderung von Verpackungen wurden vom Fraunhofer-Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung, München, begutachtet. Der Rheinisch-Westfälische Technische Überwachungs-Verein e. V., Essen, hat die Gutachtenarbeit durch die Bestimmung von Ausarbeitungsfaktoren für bestehende Abfallverbrennungsanlagen an ausgewählten repräsentativen Standorten in der Bundesrepublik Deutschland unterstützt.

Bereits für das Umweltgutachten 1987 wurden von den Herren Dr. K. v. Beckerath und Dipl.-Ing. C.-O. Zubiller Gutachten zum Stand und zur Konzeption der Entsorgung gefährlicher Abfälle erstellt, deren Ergebnisse in das vorliegende Sondergutachten eingingen.

11. Der Rat dankt den Vertretern der Ministerien und der Ämter des Bundes und der Länder, die mit ihren Beiträgen und Auskünften die Arbeiten immer wieder unterstützt haben. Besonderer Dank gebührt der Leitung und den Mitarbeitern des Umweltbundesamtes und des Statistischen Bundesamtes, die mit fachlichem Rat, bei Verwaltungsfragen sowie durch technische Hilfe bei diesem Gutachten geholfen haben.

12. Die wissenschaftlichen Mitarbeiter des Rates haben durch eigene Ausarbeitungen, Materialsammlungen und Diskussionsbeiträge zum Gelingen des Gutachtens wesentlich beigetragen. Im Stab der Geschäftsstelle haben Dipl.-Geograph Karl-Werner Benz, Dr. Helga Dieffenbach-Fries, Dr. László Kacsóh, Ass. Stephan Krieger, Dr. Bernhard Link und als wissenschaftliche Mitarbeiter der Ratsmitglieder Dipl.-Ing. Ute Austermann-Haun, Dr. Jürgen Bunde, Dipl.-Ing. Werner Gertberg, Ass. Michael Kruske, Ass. Eva-Maria Kuhlmann, Dr. Gerhard-H. Müller, Dipl.-Volksw. Jochen Reiche und Dr. Heidrun Sterzl mitgearbeitet. In bestimmten Arbeitsphasen haben Dipl.-Ing. Benno Kier, Dipl.-Chem. Liane Tikwe, Dr. Peter Wilmowski und Frau Martina Zimmermann den Rat unterstützt.

Die Aufgabe der Koordinierung dieses Gutachtens hat Dr. Verena Brill mit Energie und Umsicht übernommen. Sie hat auch an der Konzeption des Gutachtens sowohl organisatorisch als auch inhaltlich mitgewirkt, wofür sie den Dank des Rates verdient.

13. Als Leiter der Geschäftsstelle hat Dr. Günter Halbritter durch seine fachkundigen Ratschläge, seine organisatorische Übersicht und durch die Unterstützung des Vorsitzenden bei seinen Aufgaben wesentlich zum Gelingen des Gutachtens beigetragen. Dipl.-Volkswirt Lutz Eichler hat als stellvertretender Geschäftsführer seine langjährigen Erfahrungen in der Koordination von Gutachten in die Arbeiten eingebracht und durch eigene Arbeiten wesentlich zur Konzeption der systemaren Grundlagen und der Anforderungen an eine moderne Abfallwirtschaft beigetragen.

14. Die Angestellten der Geschäftsstelle haben dem Rat auch bei diesem Gutachten durch die sorgfältige und zuverlässige Erfüllung der Aufgaben in ihren Arbeitsbereichen tatkräftig unterstützt. Für diese gute Mitarbeit dankt der Rat Frau Klara Bastian, Herrn Ernst Bayer, Frau Diplom-Bibliothekarin Ursula Belusa, Herrn Lorenz Brettinger, Frau Luzia Kleschies, Frau Silvia Papenfuß, Frau Monika Scheib, Frau Jutta Schindehütte und Frau Dagmar Schlinke-Muschik.

15. Das vorliegende Gutachten stellt die Hauptarbeit des bis zum 31. März 1990 berufenen Rates in der auf Seite 2 genannten personellen Zusammensetzung dar. Weitere Arbeiten der dreijährigen Berufungsperiode waren neben dem bereits erwähnten Sondergutachten „Altlasten" Stellungnahmen „Zur Umsetzung der EG-Richtlinie zur Umweltverträglichkeitsprüfung in das nationale Recht" und zur „Ökologischen Umweltbeobachtung". Abschließende Arbeiten zum vorliegenden Sondergutachten wurden über

den Berufungstermin hinaus von einer Arbeitsgruppe des Rates unter Leitung von Prof. W. Haber, der weiterhin die Herren Prof. Dr. G. Fülgraff, Prof. Dr. E. Rehbinder, Prof. Dr. H. W. Thoenes und Prof. Dr. H. Zimmermann angehörten, fortgeführt.

Mit dem Ende der Berufungsperiode geht auch eine Epoche der Ratsarbeit zu Ende, die durch grundlegende und umfassende Studien zu verschiedenen Themen der Umweltpolitik gekennzeichnet war. Zu nennen sind besonders die Umweltgutachten von 1974, 1978 und 1987 sowie die Gutachten zu den Umweltproblemen der Nordsee, zu Energie und Umwelt, zu Waldschäden und Luftverunreinigungen und zu Umweltproblemen der Landwirtschaft. Da wissenschaftliche Grundlagen der Umweltpolitik nunmehr im wesentlichen von anderen Institutionen, wie dem Umweltbundesamt, aufgearbeitet werden, soll künftig der Schwerpunkt der Beratungsleistung des Rates auf dem Gebiet einer unmittelbaren wissenschaftlichen Politikberatung liegen. Diese Aufgabe soll von einem zahlenmäßig verkleinerten Rat erfüllt werden, dem eine entsprechend verstärkte Geschäftsstelle zur Seite steht.

16. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen schuldet allen, die an diesem Gutachten auf vielfältige Weise mitgewirkt haben, auch den nicht namentlich Genannten, Dank für ihre unentbehrliche Hilfe. Für Fehler und Mängel, die das Sondergutachten „Abfallwirtschaft" enthält, tragen die Mitglieder des Rates die Verantwortung.

Wiesbaden, im September 1990

Wolfgang Haber
Vorsitzender

Inhaltsübersicht

Inhaltsverzeichnis

1 EINFÜHRUNG

1. Abfälle sind lästig, unansehnlich, oft auch schädlich für die Umwelt und die menschliche Gesundheit. Abfallablagerungen werden als Ausdruck von Unsauberkeit, Unordnung und von Verunstaltung der Landschaft empfunden. Eine wesentliche Ursache dafür, daß das Abfallproblem zu einem Umweltproblem ersten Ranges geworden ist, das nach rascher, wirksamer, ja radikaler Lösung ruft, ist darin zu sehen, daß es in den letzten 100 Jahren und vor allem seit den 1960er Jahren durch unerwartete Mengensteigerungen und durch das Erscheinen neuartiger, gefährlicher, schwer abbaubarer Stoffe eine neue, erschreckende Dimension gewonnen hat.

2. Während über diese Feststellungen allgemeine Einigkeit besteht, kommt es bei der Definition „Was ist Abfall?" zu unterschiedlichen Auffassungen. Abfall wird in der Regel nur negativ definiert als etwas, das Menschen nicht mehr benötigen, wie z. B. einen verdorbenen oder verschlissenen, nicht mehr gebrauchsfähigen Gegenstand, oder von vornherein nicht benötigten, wie z. B. bei der Erzeugung eines Gegenstandes anfallende Reste oder Rückstände. Aufgrund uralter menschlicher Traditionen hatte der Umgang mit solchen Sachen hauptsächlich das Ziel, sich ihrer zu „entledigen" oder sie aus dem Wohnbereich zu „beseitigen".

Die Definitionen sind aber nicht nur negativ, sondern auch mehr oder weniger individuell geprägt und wechseln daher: Was eine Person z. B. als nicht mehr gebrauchsfähig und daher als Abfall ansieht, wird von einer anderen Person ganz anders bewertet und durch Bearbeitung oder Reparatur wieder verwendbar gemacht, scheidet also aus der Kategorie „Abfall" (wieder) aus.

„Abfall" enthält also stets eine Wertung und damit eine mehr oder weniger große subjektive Komponente. Sie ist es, die die rationale Behandlung des Abfallproblems erschwert, wenn nicht unmöglich macht.

3. Begriffe und Definitionen sind einerseits Zweckmäßigkeitsfragen und haben andererseits prägende Kraft. Der Inhalt des Begriffes „Abfall" hat bis in die jüngste Zeit Wandlungen erfahren. Nach Untersuchungen von KUCHENBUCH (1989) wird in einem 1732 erschienenen Universallexikon Abfall als ein „bergmännisches Wort" beschrieben, „wenn sich die Ertze von einer Zeche abscheiden ...", während in einer Enzyklopädie von 1773 zu lesen ist: „Bey den Handwerksleuten heißt Abfall dasjenige, was bei der Arbeit abfällt, und in die Krätze gehet." Die erste Auflage von Meyer's Konversations-Lexikon (1840) enthält bereits den Gesichtspunkt der (Wieder-)Verwertung: „Abfall heißen die Abgänge bei allerlei Fabriks- und Gewerbethätigkeit insbesondere, wenn sie sonst noch zu benutzen sind ..."; und in der 3. Auflage von 1874 heißt es sogar: „Die bei der technischen Verarbeitung der Roh- und Halbprodukte sich ergebenden Abfälle werden vielfach einer weiteren Verwendung zugeführt ...". „... Von der vorteilhaften Verwerthung der Abfälle hängt nicht selten das Gedeihen des ganzen Geschäftsbetriebes ab, und in vielen Fällen gewähren die Abfälle einen erheblichen Nutzen."

Wichtig ist die Ergänzung der Definition in der 5. Auflage des Lexikons (1893, Bd. 1, S. 42f.) durch die „städtischen Abfälle", die „ ... aus den Exkrementen, die durch Abfuhr oder Kanalisation beseitigt werden, den unreinen Wässern ... und dem Müll" (bestehen). In der Folge verlagert sich sogar der Akzent von den Produktionsabfällen auf diese „städtischen Abfälle" und ihre gefahrlose Beseitigung, vor allem aus hygienischen Gründen, aber auch, „weil manche derselben durch direkte oder indirekte giftige Einwirkung auf Pflanzen und Tiere schädlich werden, ... die Luft, das Flußwasser und Brunnen verunreinigen usw." Umweltschutz-Gesichtspunkte tauchen also schon frühzeitig auf.

Dieser umfassende Inhalt des Abfallbegriffes, der auch naturwissenschaftlich korrekt ist, wird auch 1953 in der 16. Auflage des ‚Großen Brockhaus' (Bd. 1, S. 18) aufrechterhalten: „ ... gasförmige (Abgase), flüssige (bes. Abwasser) und feste Abfälle (bes. Staub, Müll, Straßenkehricht)." Seit 1971 erst handelt die Definition im wesentlichen von den trockenen Abfallformen; die in Gewässer eingeleiteten Abfälle führen ihr Eigenleben unter „Abwasser", die gasförmigen unter „Abgas" (KUCHENBUCH, 1989).

4. Das Ziel des „Beseitigens" oder „Sich-Entledigens" von Abfällen war leicht und wirkungsvoll erreichbar bei Stoffen, die man der Luft oder dem Wasser überlassen konnte, wo sie durch Wegtransport oder Verdünnung zu „verschwinden" schienen — häufig mit mechanischer Nachhilfe wie Lüftung, Wasserspülung oder Kanalisation. Dieses „Verschwindenlassen" führte zu zwei für die Bewältigung des heutigen Abfallproblems schwerwiegende Fehleinschätzungen der tatsächlichen Situation:

1. Die Tatsache, daß das „Verschwinden" der Stoffe in Wirklichkeit eine Umverteilung ist — sowohl bezüglich Anwesenheit in den Umweltbereichen als auch bezüglich der atomaren oder molekularen Zusammensetzung —, wurde oder wird mißachtet oder ignoriert.

2. Es herrscht in weiten Kreisen der Wirtschaft die Auffassung vor, daß die der Luft oder dem Wasser überlassenen Stoffe wegen ihres vermeintlichen „Verschwindens" gar keine Abfälle seien und höchstens am Rande mit „Abfallwirtschaft" zu tun hätten.

Im weitesten Sinne verstanden, schließt aber der Abfallbegriff auch die über Luft und Wasser umverteilten Stoffe mit ein — wie es bis in die 1960er Jahre auch,

wie erwähnt, lexikographisch festgehalten war — und meint also nicht nur die „festen" Stoffe. Diese Auslegung entspricht dem im englischsprachigen Raum verwendeten Begriff „waste". „Abfallwirtschaft" wäre dann konsequenterweise als Oberbegriff für die gesamte Entsorgung, also für die Bereiche Luftreinhaltung, Abwasserreinigung und Abfallbehandlung zu verstehen.

5. Von dieser weitesten Auslegung hat man sich — jedenfalls im deutschsprachigen Raum — in neuerer Zeit entfernt; sie scheint heute weder in der Fachwelt noch im allgemeinen Sprachgebrauch üblich zu sein. Unter Abfall im eigentlichen Sinne werden vielmehr nur die „festen" Abfälle (engl. „solid waste") verstanden, also die „Abprodukte", die sich für eine Umverteilung und Umordnung nicht eignen, d. h. nicht „verschwinden". Daß es sich dabei keineswegs nur um feste Stoffe im strengen Sinne, sondern auch um pastöse oder flüssige, in jedem Falle aber „gefaßte" Stoffe handelt, wird weiter unten ausgeführt (Tz. 39ff.). Bei diesen traten schon frühzeitig Probleme der Anhäufung und der daraus resultierenden Lästigkeit, Schädlichkeit und Gefährlichkeit auf, die Menschen unmittelbar betrafen, ja sogar bedrohten und als solche wahrgenommen wurden. Bei der Umverteilung von Stoffen über Luft oder Wasser kommen diese Probleme zwar ebenfalls vor, betreffen aber zunächst die Umwelt und nur indirekt die Menschen.

6. Daher veranlaßten Abfälle auch frühzeitig spezielle Behandlungsstrategien, in die, wie erwähnt, Überlegungen der Verwertung einflossen und bereits Ansätze einer „Abfallwirtschaft" begründeten. Nachfrage nach knappen, wertvollen Stoffen wie z. B. Edelmetallen bezog die Sortierung und Aufarbeitung von Abfällen in industrielle Produktionsprozesse ein, lange bevor der Begriff „Abfallwirtschaft" sich allgemein einbürgerte; die über 100jährige Existenz der „Deutschen Gold- und Silber-Scheideanstalt" (Degussa) ist hierfür ein Beispiel.

Diese Aktivitäten vermochten jedoch die enorme allgemeine, in letzter Zeit sich beschleunigende Zunahme und Anhäufung fester Abfälle nicht zu bremsen. Denn die einzelnen „Abfallerzeuger" fuhren fort, sich „ihrer" Abfälle zu entledigen, ohne sonderlich darauf zu achten, daß auf der Ebene der Gesellschaft die Abfallast sich vergrößerte.

7. In den 1960er Jahren rückten infolge des gesteigerten Abfallaufkommens und dessen sich ändernder Zusammensetzung die Unzulänglichkeiten im Umgang mit Abfall in das allgemeine Bewußtsein. Veranlaßt durch ein entsprechendes Ersuchen von Bundestagsabgeordneten (BT-Drucksache IV/587) legte die Bundesregierung 1963 einen ersten Bericht zum Problem der Abfallbeseitigung vor (BT-Drucksache IV/945), dem 1966 ein zweiter folgte (BT-Drucksache V/248). Beide Berichte behandeln vor allem technische und organisatorische Probleme des Umgangs mit Abfällen, wofür offiziell die Bezeichnung „Abfallbeseitigung" verwendet wurde. Ihnen folgten Vorschläge für eine rechtliche Ordnung mit dem Akzent auf ordnungsgemäßer Beseitigung des Abfalls, aber auch auf drastischer Verringerung der Ablagerungsplätze. Das Bewußtsein der Dimension des Abfallproblems war jedoch noch wenig differenziert. Das 1972 beschlossene Abfallbeseitigungsgesetz, das erste Gesetz in diesem Bereich, verpflichtete zum Beseitigen der Abfälle zwecks „Wahrung des Wohles der Allgemeinheit" (Tz. 86f.). Damit wurden damals im Vergleich zu heute z. T. andere Begriffsinhalte wie hygienische Gefahren, Staub- und Geruchsbelästigungen, Brandgefahren oder ästhetische Aspekte verknüpft, da es an abfalltechnischen und wirkungsbezogenen Kenntnissen noch stark mangelte (BT-Drucksache VI/2710, Materialien, S. 40). Die von Abfallablagerungen ausgehenden Gefahren für die Umwelt, insbesondere durch die Belastung von Grund- und Oberflächenwasser, wurden zwar durchaus gesehen. Aber die damalige Abfallbehandlung war von der Vorstellung beherrscht, daß Umweltgefahren mit einem Unterbinden ungeordneter Ablagerungen weitgehend ausgeschaltet werden könnten. Daß auch von geordneten Deponien Auswirkungen auf das Grundwasser ausgehen, konnte damals noch nicht hinreichend durch Daten belegt werden (BT-Drucksache VI/2710, Materialien, S. 43).

8. Die besondere Bedeutung des Abfallbeseitigungsgesetzes von 1972, die hervorgehoben zu werden verdient, liegt darin, daß es die kontrollierte Einsammlung und Deponierung der festen Abfälle erstmalig umfassend und erfolgreich organisierte und dazu eine große Zahl von Einzelbestimmungen bündelte. So wurden die zahllosen, meist regellos über das Land verstreuten und in der Regel ungeordneten Kleindeponien der öffentlichen Abfallbeseitigung aufgehoben und die Abfälle in zentralen großen, geordneten Deponien gesammelt. Aus Unkenntnis und Sorglosigkeit unterblieb die Ordnung und Sanierung der aufgehobenen Altdeponien — abgesehen von optischer Einbindung in die Umgebung —, so daß nicht wenige von ihnen zu „Altlasten" wurden (SRU, 1989).

Die Regelungen kontrollierter Einsammlung und Deponierung beeinflußten die z. T. enorme Zunahme der Abfallmengen kaum. Unter dem wachsenden Druck der von ihnen verursachten Bewältigungs- und Belastungsprobleme wurde vorrangig und eilig nach der Reduktion der Abfallvolumina gesucht. Als wichtigste Volumenreduktionsverfahren kamen Komprimierung und Verbrennung zum Einsatz; sie erlangten ein hohes Eigengewicht in der öffentlichen Abfallbehandlungsstrategie. Der Abfallmengenzuwachs konnte aber nicht aufgefangen und das Problem steigender Schadstoffgehalte höchstens teilweise gelöst werden.

9. Parallel dazu, aber doch verzögert und z. T. auch nachrangig wurde der ältere Gedanke der Verwertung — zunächst eher programmatisch als praktisch — weiterverfolgt. Schon während der Beratung des Abfallbeseitigungsgesetzes wurde die Rückführung des verwertbaren Abfalls in den Rohstoffkreislauf als Maßnahme präventiven Umweltschutzes gefordert (BT-Protokoll 6/134. Sitzung, S. 7834). In der Folge der Ölkrise von 1973 erhielt der Verwertungsgedanke starken Auftrieb — allerdings mehr aus wirtschaftlichen Gründen, um nichterneuerbare Rohstoffe zu schonen und durch gezielte Nutzbarmachung der Abfälle als „Sekundärrohstoffe" die Abhängigkeit von Rohstoffimporten zu vermindern (BT-Drucksache

7/4826, S. 3f.). Daneben wurden aber auch schon Umweltschutz-Anliegen wie Anwendung umweltschonender Produktionsverfahren und Rückführung in biologische Kreisläufe formuliert (ebendort).

10. Auch das 1974 in Kraft getretene Bundes-Immissionsschutzgesetz hat, wenn auch wesentlich erst in neuerer Zeit, mit § 5 Abs. 1 Nr. 3, zur Bewältigung des Abfallproblems beigetragen. § 5 Abs. 1 Nr. 3 bestimmt, daß in „genehmigungsbedürftigen Anlagen" — das sind nach § 4 solche, die schädliche Umwelteinwirkungen hervorzurufen oder in anderer Weise die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft zu gefährden, erheblich zu benachteiligen oder erheblich zu belästigen vermögen — die beim Betrieb entstehenden Reststoffe vermieden oder ordnungsgemäß und schadlos verwertet oder — wenn dies nicht möglich ist — als Abfälle ordnungsgemäß beseitigt werden müssen.

11. Erst das Abfallgesetz von 1986 hat für das Abfallproblem — allerdings weiterhin beschränkt auf die festen, nicht der Luft und dem Wasser überlassenen Abfälle, für die andere Gesetze zuständig sind — den Weg zu einer grundsätzlicheren und umfassenderen Lösung geöffnet. Das Gesetz räumt generell der Vermeidung und Verwertung Vorrang vor der Beseitigung von Abfällen ein (Abschn. 2.2.7.1.1). Mit dieser grundsätzlichen Zielhierarchie wurde der Weg geebnet, von der konventionellen Abfallbeseitigung hin zur Abfallwirtschaft zu gelangen. Auf deren umfassende Bedeutung und eigenen Anspruch hat der Rat bereits in seinem Umweltgutachten 1974 hingewiesen, als er als Auftrag der Abfallwirtschaft definierte: „... sowohl das Abfallaufkommen als auch die Abfallbeseitigung so zu ordnen, daß die Gesundheit von Menschen nicht gefährdet und die gesellschaftlich gewünschte Nutzung von Umweltgütern nicht eingeschränkt wird" (SRU, 1974, Tz. 349). Nach nunmehr etwa 15 Jahren beginnt der Begriff Abfallwirtschaft klarere umweltbezogene, aber auch wirtschaftsorientierte Konturen zu gewinnen. Damit sich ein umweltverantwortlicher wie auch wirtschaftlicher Umgang mit Abfällen herausbilden kann und dauerhaft existenzfähig wird, bedarf es seitens der Politik noch der Schaffung weiterer passender Rahmenbedingungen. Das vorliegende Gutachten will dazu Grundlagen liefern und Anregungen geben.

12. Das Gutachten will auch dazu beitragen, einige unscharfe Begriffe zu klären bzw. auf die uneinheitliche Verwendung des Begriffssystems im Abfallbereich aufmerksam zu machen. Auf die subjektive Komponente des Abfallbegriffs und seine unterschiedlich weite Auslegung wurde eingangs bereits hingewiesen. Vor allem in den folgenden Abschnitten des Grundlagenkapitels, aber auch in anderen Gutachtenteilen wird versucht, die jeweils verwendeten Begriffe etwas genauer zu erläutern. An dieser Stelle sei ergänzend zum Abfallbegriff auf die schwierige Abgrenzung zwischen Abfall und Reststoff bzw. Wirtschaftsgut verwiesen (Tz. 36, Abschn. 2.2.3 und Kap. 2.4). Als Reststoffe werden häufig die bei Produktionsprozessen anfallenden Stoffe bezeichnet, die, führt man sie einer Verwertung zu, wieder zum Wirtschaftsgut werden. Zwischen Reststoff und Abfall gibt es keine objektivierbare Unterscheidung; Reststoffe werden zu Abfall, wenn sie beseitigt werden müssen; sie werden zu Wirtschaftsgut, wenn sie und soweit sie rückgeführt oder bei anderen Prozessen verwendet werden können. Darum muß rechtlich wie administrativ dafür Sorge getragen werden, daß Rückstände nicht dadurch den schärferen abfallrechtlichen Regelungen und der Überwachung entzogen werden können, daß sie als Reststoff deklariert werden, obwohl nicht beabsichtigt ist, aus ihnen ein Wirtschaftsgut zu gewinnen (Tz. 308, 684).

13. Die mit dem Begriff „Abfall" — aber auch mit anderen Begriffen — verbundenen Unklarheiten und Unsicherheiten erschweren die erforderlichen Umstellungen im Bewußtsein und Handeln der Menschen hinsichtlich des Umgangs mit Stoffen und verstärken die zahlreichen Ängste und Ablehnungen, die in einer umweltbewußten Gesellschaft ohnehin durch die wachsenden Abfallmengen, Auseinandersetzungen über Standort und Art von Abfallbehandlungsanlagen sowie über abfallbedingte Schadens- und Gefährdungsfälle ständig genährt und verschärft werden. Eine vernünftige, ausgewogene, nach Prioritäten vorgehende Abfallpolitik und -wirtschaft wird so zusätzlich erschwert und verzögert.

14. Sucht man nach wesentlichen Ursachen für diese Mängel, und damit nach Ansatzpunkten für ihre Behebung, so stößt man früher oder später auf die allgemein verbreitete Gedankenlosigkeit im Umgang mit Stoffen bzw. Produkten in einer hochindustrialisierten Wohlstandsgesellschaft. Wohlstandsgenuß und -streben verstärken aber auch die Angst, den Wohlstand zu verlieren, und sensibilisieren die Menschen gerade dadurch für tatsächliche und vermeintliche Gefahren. Damit verbunden ist aber auch die nur geringe Bereitschaft, sich über von Stoffen drohende Gefahren nüchtern und unbefangen zu unterrichten, um sie selbst besser abschätzen und künftigen Umgang mit Stoffen danach ausrichten zu können.

15. Um dieses Ziel zu erreichen, muß zunächst anerkannt werden: Abfall kann vielleicht im abfallrechtlichen Sinn, nicht aber in einem physischen Sinn „beseitigt" werden; denn es gilt das Naturgesetz von der Erhaltung der Materie — trotz aller Wandlungen, denen sie unterliegt und derer sie fähig ist. Die Lehre von den Stoffen, ihren Eigenschaften und ihren Wandlungen ist die Chemie. Wenn hier dazu ermuntert wird, sich zwecks eines vernünftigen Umgangs mit Abfällen ausführlicher mit der Chemie zu befassen, so wird damit zunächst ein neues Hindernis aufgerichtet, weil die Chemie heute im öffentlichen Verständnis überwiegend „negativ besetzt" ist (STAAB, 1989). Sie wird oft einfach mit der chemischen Industrie gleichgesetzt, die für zahlreiche Umweltbelastungen und -gefahren verantwortlich gemacht wird, und stößt schon deswegen auf Ablehnung. Obwohl kein Lebensvorgang, und auch nicht der umweltverträglichste Wirtschaftsprozeß, erst recht nicht in einer hochindustrialisierten Gesellschaft, ohne Chemie auch nur denkbar ist, rufen Ausdrücke wie „Chemie im Haushalt" oder „Chemie in der Landwirtschaft" augenblicklich die Vorstellung von Gefahrensituationen hervor; in Wirklichkeit sind sie die Kurzbeschreibung eines Normalzustandes. Wenn das nicht gemeint ist — und hier sei an die Verantwortung von Autoren und Berichterstattern appelliert — so müßte die Beschrei-

bung lauten: „Gefährliche Chemikalien im Haushalt" bzw. „in der Landwirtschaft".

16. Es führt kein Weg daran vorbei, daß die uns umgebende Materie oder stoffliche Welt aus Atomen besteht, und daß die uns umgebenden Stoffe aus unterschiedlichen Anordnungen von Atomen bestehen. Abgesehen von radioaktiven Vorgängen, die hier nicht betrachtet werden, werden Atome weder neu gebildet, noch können sie durch irgendeinen Vorgang vernichtet werden. Alle stoffliche Wandlung besteht insofern nur in einer Umordnung der vorhandenen Atome.

Als Materie wird alles bezeichnet, was eine Masse und Raumerfüllung hat. Materie liegt entweder als homogener Stoff oder als Stoffmischung vor. Homogene Stoffe haben überall die gleiche Zusammensetzung und bestehen aus Verbindungen, die wiederum aus Elementen („Atomsorten") in bestimmten, stets gleichen Proportionen zusammengesetzt sind oder aus den Elementen selbst. In der Regel spielen homogene Stoffe im Abfall keine Rolle, sondern sind Wirtschaftsgut. Ziel einer auf Verwertung gerichteten Abfallbehandlung ist es daher, nach Möglichkeit homogene Stoffe zu gewinnen und diese einer neuen Verwendung zuzuführen. Eine Ausnahme stellen toxische homogene Stoffe dar, derer sich jemand zu entledigen wünscht. Durch chemische Reaktionen können solche toxischen Stoffe in nichtgiftige oder zumindest weniger giftige Substanzen überführt und verwertet werden. Die „Entgiftung" oder Detoxifikation kann aber ein sehr aufwendiger Prozeß sein.

Stoffmischungen können ebenfalls homogen (gleichartig) oder heterogen (ungleichartig) sein. Homogene Mischungen haben stets die gleiche Zusammensetzung, und ihre Bestandteile sind ununterscheidbar — obwohl deren Mengenverhältnisse über weite Bereiche auch variieren können. Flüssige homogene Mischungen heißen Lösungen. Sind homogene Mischungen als Mischungen unerwünscht, so lassen sich durch Stofftrennoperationen — häufig durch Erhitzung — verwertbare Bestandteile abtrennen. Heterogene Mischungen oder Gemenge haben nicht durchgängig die gleiche Zusammensetzung, und ihre Bestandteile sind in der Regel unterscheidbar; diese können ebenfalls über weite Bereiche variieren.

17. Sehr viele Abfälle stellen heterogene Gemische dar. Wo immer möglich, sollte versucht werden, durch Entmischung daraus homogenere Stoffe oder homogenere Mischungen zu erzielen. Ziel aller Entmischungsverfahren ist es, zumindest einen Teil der Abfallmasse in einen oder mehrere verwertbare Stoffe umzuwandeln und den Rest in einen möglichst schadlos zu deponierenden Rückstand zu überführen. Dieses kann insgesamt einen sehr aufwendigen Abfallbehandlungsprozeß bedeuten, der in der Regel viel schwieriger als z. B. die Metallgewinnung aus Erzen oder die Erzeugung von Nahrung aus Pflanzenbau ist. Daher müssen die künftigen Erzeugungs- und Verbrauchsgewohnheiten dahin gehend umgestellt werden, daß heterogene Abfallmischungen entweder möglichst gar nicht oder, wenn sie nicht vermeidbar sind, möglichst leicht trennbar entstehen (Kap. 4.1, Abschn. 4.4.2).

18. Zu den erforderlichen Umstellungen im Bewußtsein der Menschen für den Umgang mit Stoffen gehört nicht nur eine unbefangene Einstellung zur Chemie, sondern auch eine verantwortungsvolle Art von Stoff- und Gütergebrauch. Sie muß sich soweit wie möglich lösen von der Strategie der „Einmal-Verwendung", die seit Mitte der 1950er Jahre rasch zu großer Bedeutung gelangte und die „Wegwerf-Wirtschaft" begründete. Ihr Anlaß war Rationalisierung von Herstellung, Vertrieb und Verbrauch einschließlich Steigerung der Bequemlichkeit. Immer mehr Gegenstände wurden für nur einmaligen Gebrauch erzeugt, nach dessen Abschluß sie entweder nicht mehr oder nur sehr beschränkt brauchbar waren. Zugleich nahmen Haltbarkeit und Langlebigkeit sowie Reparierbarkeit vieler Gegenstände ab, so daß sie häufiger als früher ersetzt werden mußten. Schließlich führen auch der häufige Wechsel der Mode sowie die oft rasch aufeinanderfolgenden Produktinnovationen, denen viele Gebrauchsgegenstände unterliegen, zur Verkürzung der Verwendungszeit und damit zur Vermehrung von Abfall.

Darüber hinaus stellt die „Wegwerf-Wirtschaft" auch einen verschwenderischen Umgang mit nicht erneuerbaren Ressourcen dar, der zwar kein direktes Umweltproblem ist, aber hier dennoch einen nachdrücklichen Hinweis verdient (Tz. 1992).

Gerade die „Wegwerf-Wirtschaft" hat zusammen mit der allgemeinen Produktionssteigerung und der zunehmenden Verwendung schwerer abbaubarer Materialien das Abfallaufkommen vor allem in den 1960er und 1970er Jahren erheblich gesteigert. Das Abfallbeseitigungsgesetz von 1972 und seine drei Novellierungen haben darauf noch wenig Einfluß ausgeübt. Das Abfallwirtschaftsprogramm von 1975 (BT-Drucksache 7/4826) hat im Bereich der industriellen Abfälle ebenfalls fast keine Wirkung gehabt, dagegen bei den Siedlungsabfällen die Verwertung von Altglas und Altpapier angestoßen. Aufs Ganze gesehen hat sich die Abfallbehandlungssituation über die Zeit noch verschlimmert, so daß heute in diesem Bereich des Umweltschutzes zwischen den gesteckten Zielen und den Notwendigkeiten eine außerordentlich große Lücke klafft.

19. Zur Zeit der Abfassung dieses Gutachtens gilt für fast alle Bundesländer, daß sie weder für Hausmüll und erst recht nicht für Sonderabfall über ausreichende Abfallbehandlungsanlagen verfügen. Viele vorhandene Anlagen entsprechen z. T. nicht dem heute möglichen technischen Standard oder wurden nicht selten auch nachlässig betrieben oder gewartet, so daß sie — obwohl sie doch dem Umweltschutz dienen sollen! — zu Quellen schwerer Umweltbelastungen geworden sind: Aus undichten Deponien gelangt schadstoffreiches Sickerwasser in das Grundwasser, und veraltete Müllverbrennungsanlagen emittieren Luftschadstoffe, unter ihnen die gefürchteten Dioxine, in zu hohen Konzentrationen. Diese Befunde haben in der Bevölkerung große Unsicherheit hervorgerufen und das Vertrauen in Abfallbehandlungsanlagen so sehr erschüttert, daß Neuerrichtungen gleich welchen Systems heute überall auf gesteigerte Ablehnung stoßen, die über die üblichen Einwände wegen Lärm,

Staub, Gestank und Verunzierung der Orte hinausgeht.

20. Diese Situation hat zum Phänomen des „Mülltourismus" geführt. Aus manchen Regionen werden z.Zt. bis zu 80 % des Hausmülls zur Behandlung über weite Strecken hinweg bis in andere Bundesländer und sogar ins Ausland transportiert. Ohne die „Müllexporte" — vor allem Sonderabfall — in die DDR oder nach Frankreich wäre in der Bundesrepublik Deutschland längst der „Müllnotstand" ausgebrochen. Der Abfallexport ist auf die Dauer jedoch keine Entsorgungsalternative (Kap. 2.5).

21. Erst das Abfallgesetz von 1986 versucht der Probleme Herr zu werden und könnte eine neue Ära der Abfallwirtschaft einleiten — im Gegensatz zum Abfallbeseitigungsgesetz von 1972, von dem man dies zu Unrecht erwartet hatte. In der Begründung zum neuen Abfallgesetz und vor allem im Bericht der Bundesregierung von 1987 (BT-Drucksache 11/756) über den Vollzug des Gesetzes wird die Abfallproblematik schonungslos angesprochen. Ein Entsorgungsnotstand wird offiziell ebenso anerkannt wie die Tatsache, daß sich Abfälle nicht „beseitigen" lassen.

22. Der Rat ist der Auffassung, daß der gesamte Produktions-, Verteilungs- und Verwendungsprozeß zahlreicher Güter und Stoffe zwar marktwirtschaftlich optimiert worden ist, aber unter Gesichtspunkten der Vermeidung, Verwertung und anderweitigen Behandlung von Abfällen bisher nicht umfassend durchdacht und überpüft wurde. Genau dies ist jedoch erforderlich, wenn der Umgang mit Abfällen auf Abfallwirtschaft ausgerichtet und damit auch volkswirtschaftlich zweckmäßiger eingeordnet werden soll. Insofern erfordert die Lösung des Abfallproblems noch zahlreiche grundsätzliche Verhaltensänderungen von der industriellen und gewerblichen bis in die private Ebene hinein und wird noch nicht damit bewältigt, daß im Abfallgesetz von 1986 der Begriff „Beseitigung" durch „sonstige Entsorgung" ersetzt und zunächst mehr schlagwortartig als maßnahmenorientiert durch die Einführung des Begriffs der „Abfallvermeidung" ergänzt wurde.

Abfallwirtschaft in einer umweltbewußten Gesellschaft verlangt eine Lenkung von Stoffströmen (Abschn. 2.1.4 — 2.1.6; Tz. 80ff.) lange vor der Entscheidung, ob ein Gegenstand zu Abfall wird. Daher bleibt kein anderer Weg als die Einflußnahme auf unternehmerisches Handeln in der Weise, daß Herstellungsverfahren und Erzeugnisse, die mit größeren Abfallproblemen verbunden sind, von vornherein gar nicht oder so entwickelt werden, daß die sich daraus ergebenden Umweltbelastungen internalisiert werden können. Um dies zu erreichen, muß das gesamte wirtschaftliche Geschehen im Hinblick auf Abfallentstehung und -behandlung systematisch durchdacht und durchleuchtet werden, wobei ökologische Überlegungen voranzustellen sind.

2 GRUNDLAGEN DER ABFALLWIRTSCHAFT

2.1 Allgemeine systemare Grundlagen der Abfallentstehung und Abfallbehandlung

23. Zur Einführung in die systemanalytische Betrachtung soll an die im Umgang mit Abfällen gebundenen Umweltprobleme durch eine betont stoffökologische Sicht herangeführt werden. Hierzu werden zunächst Stoffe und Stoffflüsse in Ökosystemen und menschlich beeinflußten Systemen systematisch dargestellt (Abschn. 2.1.1—2.1.3), um darauf aufbauend die Stellung der Abfallwirtschaft im Gesamtsystem Umwelt (Abschn. 2.1.4) und im ökonomischen System (Abschn. 2.1.5) zu erläutern.

2.1.1 „Abfall" und „Abfallwirtschaft" aus stoffökologischer Sicht

24. „Abfallwirtschaft" ist aus ökologischer Sicht ein Teil der allgemeinen „Stoffwirtschaft" und unterliegt wie diese den bereits erwähnten naturwissenschaftlichen Gesetzmäßigkeiten der Erhaltung und Wiederverwendung jeglicher Materie. Stoffe treten in unterschiedlichen Erscheinungsformen oder Verbindungen auf, die durch physikalische, chemische oder biologische Vorgänge — oder deren Zusammenwirken — hervorgebracht oder beeinflußt werden und auch zu häufigen Veränderungen, d. h. einem „Stoffwechsel" führen. Dieser gilt als ein Grundprinzip sowohl des biologisch-biochemischen als auch des technischen Umgangs mit Stoffen.

2.1.1.1 Stoffe und Stoffkreisläufe in der Umwelt

25. Im natürlichen, vor allem im biologischen Stoffwechsel werden aus den chemischen Elementen unter Antrieb durch die Sonnenenergie in ständigem Aufbau, Umbau und Abbau bestimmte Stoffkombinationen (chemische Verbindungen wie auch Stoffgemenge) produziert. Auf-, Um- und Abbau beginnen bzw. enden jeweils bei den chemischen Elementen oder einfachen chemischen Verbindungen und entsprechen der erwähnten Naturgesetzlichkeit der Stofferhaltung und -wiederverwendung, die meist als „Stoffkreislauf" dargestellt wird; doch handelt es sich hier um ein Idealbild, dessen Verwirklichung stark von den Stoffen selbst, den Trägermedien und besonders den zeitlichen Abläufen abhängt. Dem Kreislauf am nächsten kommen Stoffe, die als Gase vorliegen oder auftreten, weil sie durch Diffusion oder Strömung fast überall hingelangen.

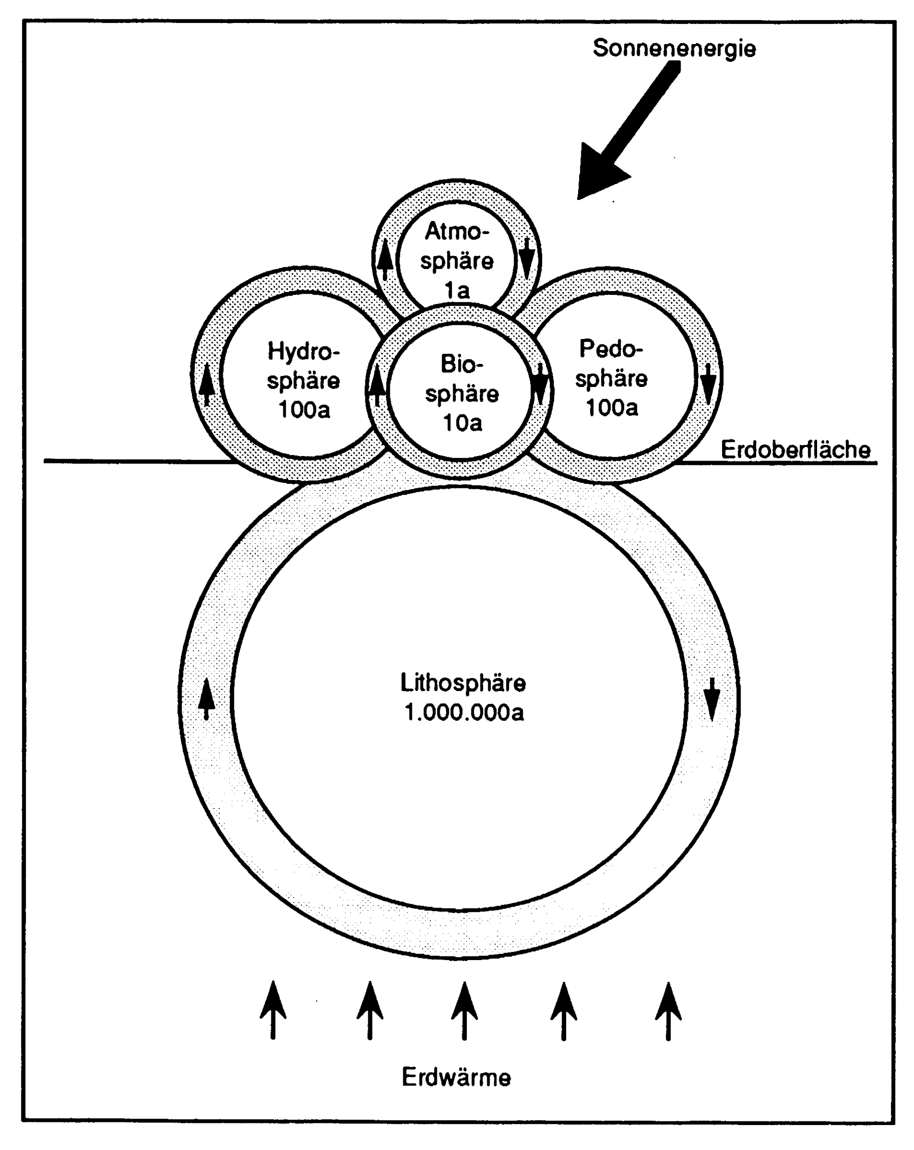
26. Die so zustandekommenden Stoffströme erfassen und verbinden Lufthülle (Atmosphäre), Ozeane (Hydrosphäre), Böden (Pedosphäre), Gesteine (Lithosphäre) und die Lebewesen (Biosphäre) und werden daher als „biogeochemische Kreisläufe" bezeichnet. Eine Vorstellung von der Geschwindigkeit solcher Stoffkreisläufe vermittelt Abbildung 2.1.1, wobei die Jahresangaben lediglich Größenordnungen (Zehnerpotenzen) sind, die nach oben und unten von den angegebenen Werten stark abweichen können. In der Atmosphäre liegen die Verweilzeiten vieler Stoffe nur in der Größenordnung von Jahren. Für die Hydro- und die Pedosphäre müssen zwei Zehnerpotenzen mehr, also Jahrhunderte veranschlagt werden; in der Biosphäre gelten etwas kürzere Zeiträume. Ein großer Zeitsprung liegt zwischen der Erdoberfläche und dem Erdinneren, wo Stoffe über Millionen von Jahren verweilen können — mit zunehmender Tiefe sogar noch länger.

Stoffe, die in die Atmo-, Hydro-, Pedo- und Biosphäre eingebracht werden oder gelangen, breiten sich dort normalerweise um ein Vielfaches schneller aus als Stoffe, die in der Lithosphäre deponiert werden (HERRMANN, 1988); die rascheste Ausbreitung erfolgt in der Atmosphäre. Hierin zeigt sich die außerordentliche Bedeutung von Transportvorgängen im Stoffkreislauf oder -wechsel.

27. Viele natürliche Stoffkreisläufe sind, in den für Menschen gewohnten kürzeren Zeiträumen gesehen, unvollständig oder im Ablauf sehr stark verzögert. Riesige Mengen von biologisch festgelegten Kohlenstoffverbindungen wurden z. B. im Karbon-Zeitalter und erneut im Tertiär durch Überschwemmung oder Überschüttung dem Kohlenstoffkreislauf entzogen und fossilisiert. Auch heute wird dem Kohlenstoffkreislauf Kohlenstoff entzogen, z. B. im Torf von wachsenden Hochmooren. Diskutiert wird auch ein Entzug in den oberen Schichten der Ozeane durch Algen, die Kohlendioxid speichern, nach ihrem Absterben sehr schnell auf den Meeresgrund sinken und dort den Kohlenstoff deponieren (BT-Drucksache 11/3246, S. 195). Auch große Phosphatmengen werden in Meeressedimenten gespeichert und so dem Phosphorkreislauf entzogen. In diesem Zusammenhang werden Stoffströme häufig nicht als Kreisläufe, sondern nur linienförmig als Verbindungen von Stoffquellen und Stoffdeponien dargestellt (engl. „source-sink-connection") — wobei die Deponie (sink, „Senke") jedoch eines Tages durchaus wieder als Quelle (Lagerstätte) in Frage kommen kann und die dem Kreislauf entzogenen Stoffe in diesen zurückführt.

Abbildung 2.1.1

Zeitliche Größenordnungen geosphärischer Stoffflüsse



Quelle: SRU nach HERRMANN, 1988

2.1.1.2 Stoffhaushalt in Ökosystemen

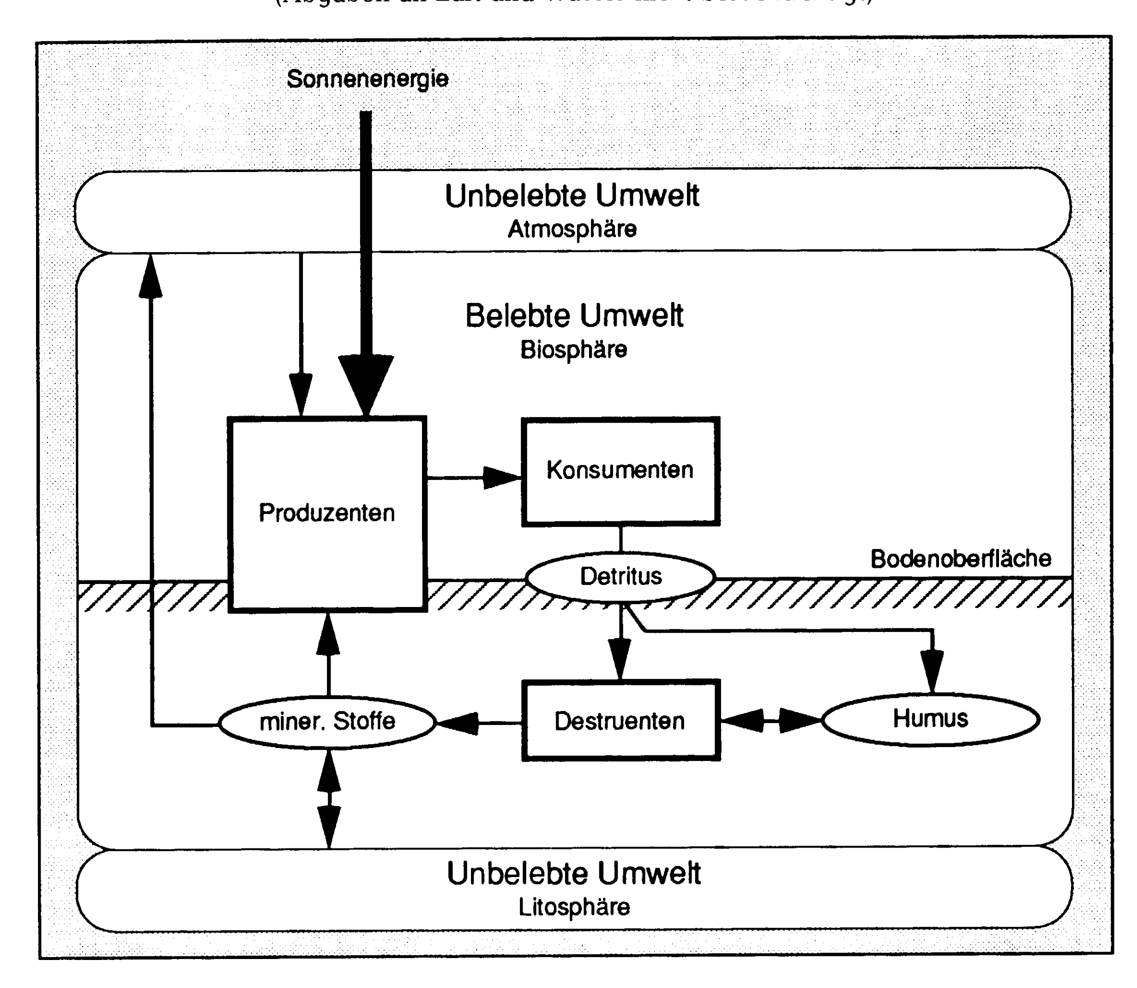
28. Die natürlichen, sich selbst organisierenden und erhaltenden Ökosysteme sind in diese Stoffströme einbezogen und nutzen sie in vielfacher Aufzweigung und Umwandlung aus; das Ergebnis ist die (biologische) Produktion als Integral der individuellen Produktion aller dem Ökosystem angehörenden Organismen. Von größter Wichtigkeit für Wert und Effizienz dieser Produktion ist die Tatsache, daß die stoffliche Ausstattung der Lebensräume der Erde (Ökotope) sehr unterschiedlich ist. Eine relativ gleichmäßige Stoffversorgung erhalten die Ökosysteme nur mit den über die Luft zugänglichen Stoffen Sauerstoff, Kohlendioxid und Stickstoff; mit Wasser und darin transportierten Stoffen werden sie versorgt, soweit es klimatisch und topographisch verfügbar ist. Alle anderen Stoffe sind in der Erdkruste gebunden und nur am jeweiligen Ort verfügbar, an dessen stoffliche Ausstattung sich die natürlichen Ökosysteme anpassen und den sie in ihrer Produktionsleistung widerspiegeln.

29. Im Ökosystem ist jedes Lebewesen ein individuelles Durchflußsystem. Es bedarf einer ständigen Zufuhr von Energie und Stoffen, die oft in Form energiehaltiger Stoffe kombiniert sind, und es gibt ständig auch Energie und Stoffe wieder nach außen ab — und zwar in einer Form, die für dieses Lebewesen nicht mehr brauchbar ist. Andere Lebewesen jedoch, mit denen es im Ökosystem zusammenlebt, können diese abgegebenen Stoffe verwerten und nutzen; sie stellen für sie also eine Zufuhr dar, die dann erneut in eine, aber andersartige Abfuhr oder Abgabe verwandelt wird. Dasselbe gilt, wenn Organismen sterben: Ihre toten Körper liefern Energie und Stoffe für andere Angehörige des Ökosystems.

Jeder Organismus verwendet deshalb einen erheblichen Teil seiner Lebensaktivität auf die Erlangung

Abbildung 2.1.2

Funktionsschema eines Ökosystems
(Abgaben an Luft und Wasser nicht berücksichtigt)



Quelle: SRU nach GIGON, 1974; ELLENBERG, 1978

und Sicherung der lebensnotwendigen Zufuhren bzw. „Ressourcen", die, wie erwähnt, Abgaben (Outputs) anderer Organismen (oder auch diese selbst) sein können. Die Erlangung hängt vom Aktivitätsradius ab; bei Pflanzen ist sie an den durchwurzelbaren Bodenraum gebunden, soweit die Stoffe nicht aus der Luft kommen, während Tiere je nach Fortbewegungsvermögen über einen größeren Ressourcenraum verfügen, allerdings durch Konkurrenten und Feinde in dessen Nutzung beschränkt werden. Wichtig ist, daß die einen Input liefernden Ressourcen aktiv aufgesucht werden (müssen), um die individuelle Produktion zu ermöglichen. Dagegen kümmern sich die Organismen um ihre Outputs nicht; diese werden z. T. beliebig im Raum verteilt, aber auch räumlich und zeitlich (Laubfall im Wald) konzentriert.

30. Die stoffliche Existenz eines natürlichen Ökosystems beruht also auf ständigem Stoff-„Recycling" und vollzieht sich im Kreislauf zwischen Produzenten, Konsumenten und Destruenten (s. Abb. 2.1.2). Es ist auf ein bestimmtes Stoffspektrum qualitativ und quantitativ ausgerichtet. Viele an die Pedosphäre gebundene Stoffe sind knapp und werden infolge von Verlusten wie Auswaschung in das Grundwasser im Laufe der Zeit sogar noch knapper. Eine ökonomische Verwendung ist daher typisch für ökosystemare Stoffumsetzungen; insofern bezeichnete bereits HAECKEL (1872, zit. nach WORSTER, 1977, S. 192) die Ökologie als „Ökonomie der Natur". Im gleichen Sinne kann man von „Stoff*wirtschaft*" oder „Produkt*wirtschaft*" der Natur sprechen.

Gibt es hier den Begriff „Abfall" im Sinne von „nicht mehr Brauchbarem"? Er ist nur angebracht, wenn man ihn auf ein einzelnes Lebewesen oder eine Population (Lebewesen der gleichen Art) bezieht; auf das Ökosystem bezogen spielt er wegen der wohlorganisierten Verwertung genau genommen keine Rolle, obwohl er, z. B. als „Bestandesabfall" eines Waldes — gemeint sind Fallaub und Fallholz — durchaus nicht ungebräuchlich ist.

2.1.1.3 Stoffhaushalt in menschlich beeinflußten Systemen

31. Dagegen ist der Begriff „Abfall" in menschlich beeinflußten oder geschaffenen Produktionssystemen

nicht nur gebräuchlich, sondern sogar selbstverständlich — und zwar zu Recht, weil hier das Lebewesen Mensch oder die menschliche Population die vorrangige Bezugsgröße ist. Er wird allerdings nicht einheitlich verwendet und definiert (Tz. 2ff.). Der Rat versucht, wie schon in der Einführung angedeutet, mit den folgenden Ausführungen und mit Hilfe des in Abbildung 2.1.3 dargestellten Schemas zu einer klareren Vorstellung vom Begriff „Abfall" — auch als Gegenstand dieses Gutachtens — beizutragen.

32. Legt man den Begriff „Abfall" unüblich weit aus (Tz. 4), nämlich als Gesamtheit aller durch menschliche Prozesse hervorgerufenen unvermeidbaren stofflichen und energetischen „Abprodukte", dann kann man zu der Aussage gelangen, daß in menschlichen Produktionssystemen alles, was produziert wird, früher oder später zu solchen Abprodukten wird (SOLOW, 1982). Für die Umwelt wesentlich ist dabei, daß diese sich nicht — wie es in den natürlichen Systemen geschieht — ohne Störungen oder Belastungen in die Stoffströme einfügen.

33. Zwischen Ausgangsstoff und Abprodukt liegen Produktion, Konsum, Lebensaktivitäten aller Art, Lebensfreude und -erfolg. Dies entspricht der Ökologie des Menschen, der im Funktionsschema des Ökosystems (Abb. 2.1.2) zu den „Konsumenten" gehört und sich auch so verhält. Wie alle anderen Lebewesen ist auch er nicht dazu veranlagt, sich um seine „Outputs" zu kümmern; sie sind auch für ihn zunächst ein „Naturereignis", das der „Natur", d. h. dem Ökosystem zur weiteren Behandlung überlassen wird. Erst wenn die Natur hierbei überfordert wird und die Outputs als Abprodukte oder eben Abfälle bzw. „Müll" die menschlichen Aktivitäten zu stören oder zu belasten beginnen, sieht sich der Mensch veranlaßt, die Behandlung der Abfälle in seine Aktivitäten bewußt einzubeziehen und schließlich auch zu versuchen, sie in die Gesamtwirtschaft einzufügen (Abschn. 2.1.4—5).

34. Um die damit verbundenen oder dafür erforderlichen Vorgänge zu verdeutlichen, wird der Weg vom Rohstoff zum Abfall anhand eines gedanklich-systematischen Ablaufschemas dargestellt (Abb. 2.1.3), das für das gesamte Gutachten von Bedeutung ist. Dabei soll auf drei Aspekte hingewiesen werden, die für die Loslösung des Menschen vom natürlichen „Recycling" kennzeichnend sind — und zugleich erläutern, daß es sich hierbei um einen historischen und daher teilweise irreversiblen Prozeß handelt. Diese drei Aspekte sind die Stoffanreicherung, die Stoffumwandlung und der zunehmende Stoffumsatz mit seiner Beschleunigung.

Stoffanreicherung

35. Die Stoffanreicherung ist die Folge der Fähigkeit des Menschen, Stoffe über größere Strecken und in wachsenden Mengen zu transportieren; diese Fähigkeit wurde mit der Seßhaftwerdung der Menschen und der Bildung immer größerer Agglomerationen zu einer Notwendigkeit, von deren Bedeutung vielseitige und aufwendige Stofftransportsysteme zeugen. Es kam mit der Zeit zu gewaltigen Stoffverlagerungen. Von vielen Plätzen der Erde werden — entweder durch Abbau von Bodenschätzen oder durch Entnahme aus biologischer Produktion — Stoffe entnommen und an die Wohnsitze der Menschen gebracht, wo sie als Grundlage seiner normalen Lebensaktivitäten mit dem Ziel der Verarbeitung angesammelt werden. Lokale Anreicherungen von Stoffgemischen, wie sie in der Natur nicht vorkommen, sind typisches Kennzeichen menschlichen Umganges mit Stoffen. Sie erhöhen zwangsläufig Umfang und Dynamik stofflichen Geschehens, um so mehr, als der Mensch zugleich auch Energie konzentriert und in konzentrierter Form umsetzt. Prinzipiell sind solche Anreicherungen bereits als Umweltbelastungen aufzufassen.

Stoffumwandlung

36. Der zweite Aspekt besteht darin, daß die so angesammelten (Roh-)Stoffmengen durch menschliche Aktivitäten der Produktion und des Konsums stoffliche Umwandlungen erfahren.

Im Prozeß der Produktion werden Rohstoffe — in denen meistens außer Wertstoffen auch Nebenbestandteile und Verunreinigungen enthalten sind — und sogenannte Hilfsstoffe zusammengeführt (Abb. 2.1.4). Die aus der Produktion hervorgehenden Outputs werden in zwei unterschiedlich gewertete und verschiedenartig behandelte Stoffgruppen — unabhängig von ihrer stofflichen Zusammensetzung — eingeteilt (Tz. 16f.).

Die eine Stoffgruppe sind die Produkte oder Wirtschaftsgüter. Sie werden unter Energie- und Arbeitsaufwand hergestellt und über den Markt in den Konsumbereich verteilt, wo sie zum Zwecke der Befriedigung menschlicher Bedürfnisse verwendet werden. Es handelt sich um Verbrauchs- und Gebrauchsobjekte sowie um Bauwerke, die das menschliche Leben und Wirtschaften tragen und prägen.

Die andere Stoffgruppe umfaßt die bei allen industriellen und gewerblichen Produktionsprozessen unbeabsichtigt oder zwangsläufig anfallenden Neben- oder Kuppelprodukte; sie sind in Abbildung 2.1.4 als „Rückstand" dargestellt und aufgeschlüsselt. Da nicht eigentlicher Zweck der Prozesse, sind sie meist unerwünscht (Tz. 82), werden aber Gegenstand der Abfallwirtschaft im Produktionsbereich.

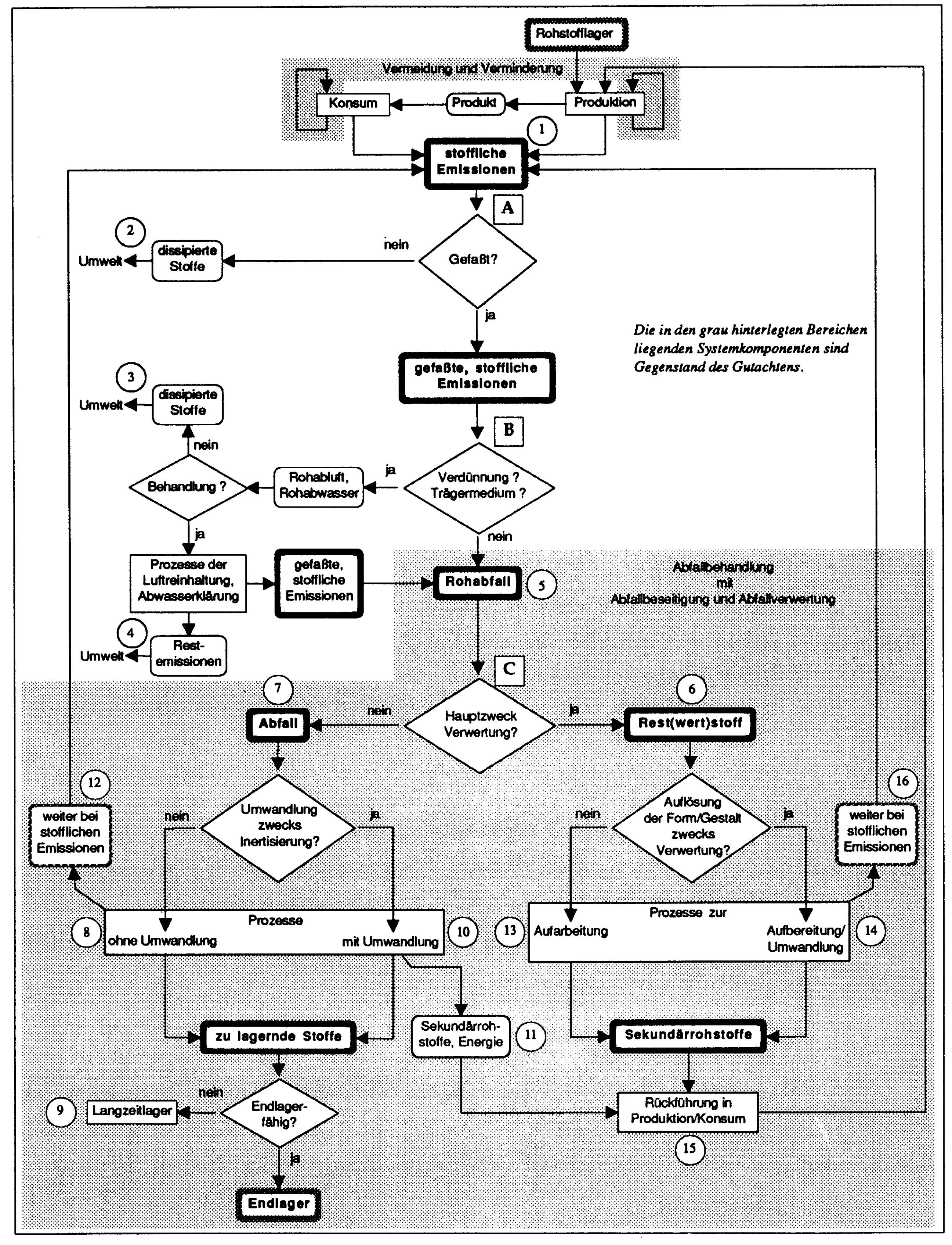
Die im Konsumbereich anfallenden Rückstände sind Reste aus dem Verbrauch nichtdauerhafter Güter (z. B. Vegetabilien, Verpackungsmaterial), Rückstände aus der Nutzung dauerhafter Konsumgüter (z. B. Altöl) und dauerhafte Güter selbst, wenn sie nicht mehr brauchbar oder erwünscht sind.

37. Im Umweltgutachten 1987 (SRU, 1987, Tz. 21) hat der Rat für diese zweite Stoffgruppe, also die Gesamtheit aller durch menschliche Prozesse hervorgerufenen unerwünschten Begleiterscheinungen stofflicher Art, den Begriff „stoffliche Emissionen" (Abb. 2.1.3, Nr. 1) verwendet. Sie umfassen also

— nicht oder nicht mehr brauchbare Substanzen in festem, flüssigem oder gasförmigem Zustand (Abfälle, Abwässer, Abgase) und

Abbildung 2.1.3

Ablaufschema vom Ausgangsstoff zum Abfall

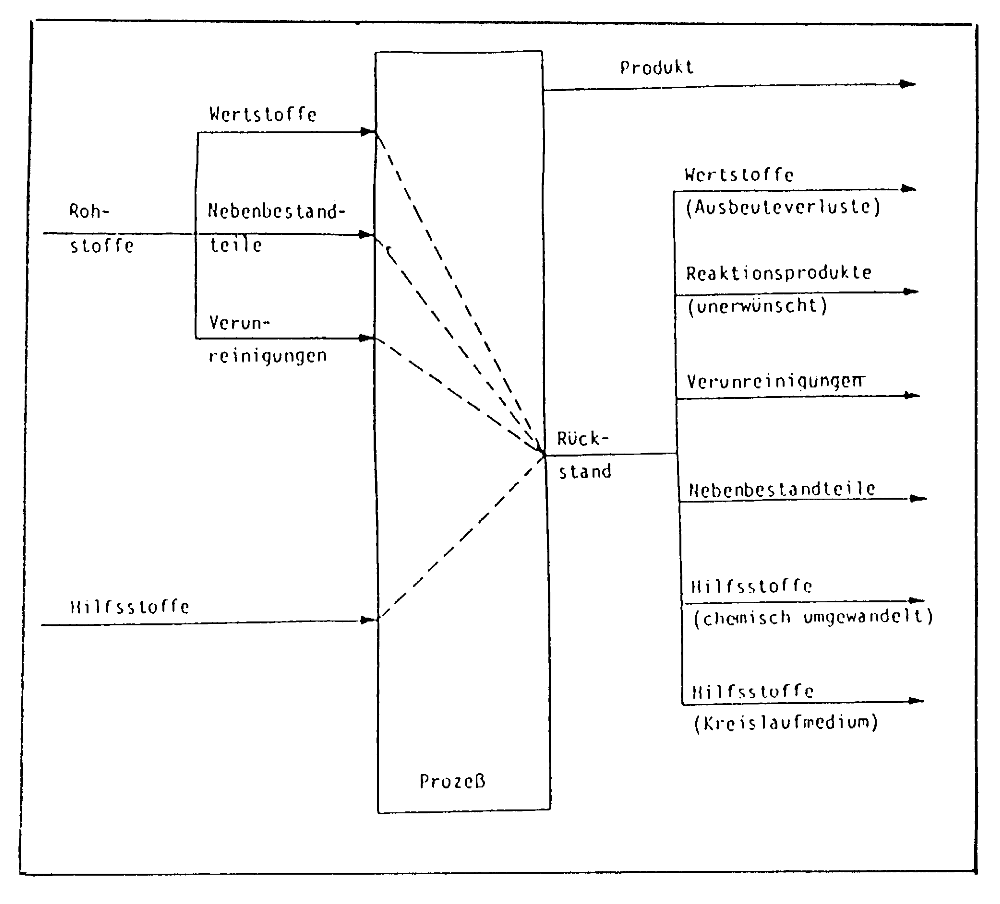


Quelle: SRU

Abbildung 2.1.4



Richtung der Stoffströme, Entstehung der einzelnen Rückstandskomponenten im Bereich der Produktion



Quelle: SUTTER, 1987

— nicht oder nicht mehr brauchbare Gegenstände (z. B. nicht mehr genutzte Bauten, verschlissene Gebrauchsobjekte).

In der Einleitung (Tz. 3ff.) wird diese Stoffgruppe als „Abfall im weitesten Sinne" bezeichnet. Im Gegensatz zu den Wirtschaftsgütern sammeln sich diese „Abprodukte" meist wahllos und vermischt an und erfuhren bis in die jüngste Vergangenheit nur ein Minimum an Behandlung. Dies liegt wohl, wie schon erwähnt, in der Gewohnheit aller Lebewesen — also auch der Menschen — begründet, sich um „Outputs" nicht zu kümmern, sondern alle Aufmerksamkeit den „Inputs" zuzuwenden.

38. Es ist jedoch möglich — und wird nunmehr zwingend erforderlich —, daß solche unerwünschten Stoffe oder Produkte zum Teil gar nicht oder nur in geringerem Maße entstehen oder hervorgebracht werden, oder daß sie durch entsprechende Maßnahmen innerhalb der Funktionsbereiche Produktion und Konsum gehalten werden. Solche Vermeidungs- und Verminderungsmöglichkeiten an der Quelle sind in Abbildung 2.1.3 durch die beiden „Schleifen" in der obersten Zeile dargestellt.

39. Die weitere stoffökologische Betrachtung geht von den nicht vermiedenen stofflichen Emissionen oder Outputs aus (Abb. 2.1.3, Nr. 1). Diese führen zur Schnittstelle A, wo ein Teil von ihnen als nichtgefaßte und nur schwer faßbare, d. h. kaum unter Kontrolle zu bringende Emissionen in die Umwelt dissipiert, z. B. Emissionen aus offenen Verbrennungen, Ausdünstungen, Abrieb oder Auswaschungen von Substanzen aus festen Gegenständen (Abb. 2.1.3, Nr. 2). Sie sind einer Behandlung (Entsorgung) in der Regel nicht zugänglich, da sie aus technischen und ökonomischen Gründen nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand aus den Trägermedien zurückgewonnen werden können. Für andere Lebewesen sind sie zum Teil nutzbar, wenn es sich um Nährstoffe handelt; für die Umwelt entstehen jedoch meist negative Effekte (z. B. vermehrte Algenbildung in Gewässern).

40. In technisch-industriell entwickelten Produktionssystemen entsteht der größere Teil der stofflichen Emissionen in Anlagen und ist in diesem Sinne „gefaßt". Er ist damit einer Kontrolle sowie Behandlung prinzipiell zugänglich, über die an der Schnittstelle B in Abbildung 2.1.3 entschieden wird. Hier wird ein Teil der Emissionen den Medien Luft und Wasser überlassen und als (Roh-)Abluft bzw. (Roh-)Abwasser entweder zur weiteren Verteilung und Verdünnung unbehandelt in die Umwelt entlassen (Abb. 2.1.3,

Nr. 3), oder aber einer Reinigung bzw. Klärung unterzogen. Dabei dissipieren zwar wiederum nicht faßbare (Rest-)Emissionen in die Umwelt (Abb. 2.1.3, Nr. 4), doch der größere Teil wird in kompakter (gefaßter) Form zurückgehalten, nämlich als Filterstäube, Abgaswaschprodukte (z. B. Gips aus Rauchgasentschwefelungsanlagen) und Klärschlämme.

41. Das vorliegende Gutachten befaßt sich nicht mit den Restemissionen aus den Teilentsorgungssystemen Luftreinhaltung und Abwasserklärung, sondern nur mit den über Luft und Wasser nicht abgeführten kompakten Stoffen, die in deutlich sichtbarer oder greifbarer Form anfallen: dem „Rohabfall" oder „Abfall im üblichen Sprachgebrauch". Dementsprechend ist in Abbildung 2.1.3 der Aussagebereich dieses Gutachtens grau unterlegt; er beginnt mit Nr. 5, schließt aber außerdem den Bereich der Vermeidung und Verminderung von Abfällen an der Quelle (ganz oben) ein. „Rohabfall" umfaßt die Gesamtheit des bei Produktion und Konsum am jeweiligen Ort anfallenden kompakten, festen, pastösen oder flüssigen Materials — Reinstoff oder Stoffgemisch —, das nicht Produkt, Produktionsanlage (oder Teil davon) oder Hilfsstoff ist und weitere Behandlung erfordert (JAKOBI, 1985). Es ist gewissermaßen der Stoffinput der Abfallentsorgungswirtschaft, analog zum Rohstoff-Input der Versorgungswirtschaft.

Durch die Einführung des wenig gebräuchlichen Begriffs Rohabfall soll lediglich zum Ausdruck gebracht werden, daß es sich um das stoffliche Gesamtaufkommen vor einer umweltpolitischen Bewertung handelt. Es enthält also sowohl rückführbare Wertstoffe als auch zu „beseitigende" Abfälle. Im fachlichen Schrifttum wie auch im allgemeinen Sprachgebrauch wird hierfür am häufigsten der Begriff Abfall verwendet, oft verdeutlicht durch die Ergänzung „feste" Abfälle (so auch der SRU im Umweltgutachten 1974, Kap. 3.5). In der englischen Sprache findet dies seine Entsprechung in dem Begriff „solid waste". In Kapitel 3 wird dieses Aufkommen nach Art und Menge, aufbauend auf der Abfallstatistik, detailliert analysiert.

42. An der Schnittstelle C in Abbildung 2.1.3 wird eine Entscheidung über den weiteren Verbleib des Rohabfalls getroffen. Er kann entweder der Verwertung zugeführt (Nr. 6) und entsprechend behandelt werden oder er muß nach Behandlung, z. B. Verbrennung, abgelagert werden (Nr. 7ff.). Diese Entscheidung muß vor allem von ökologischen Kriterien (Lastpakete, Ökobilanzen; Abschn. 2.1.3) bestimmt werden, hängt aber auch von juristischen, ökonomischen und technischen Rahmenbedingungen ab.

43. Rohabfälle, die nicht der Verwertung zugeführt werden, sind Abfall in strengstem Sinn (Abb. 2.1.3, Nr. 7), der nur für eine Deponierung in Frage kommt und zu diesem Zwecke eigens behandelt werden muß. Der Rat prägt hiermit einen wenig gebräuchlichen, aber für diese Betrachtung notwendigen dritten Abfallbegriff. Wie schon erwähnt, wird „Abfall" üblicherweise in einem weiteren Sinne verwendet, wie er in den Bezeichnungen Abfallvermeidung und Abfallverwertung zum Ausdruck kommt. Ziel der Behandlung von Abfall (im strengsten Sinne) soll es sein, die Stoffe so umzuwandeln, daß ihre Ablagerung langfristig möglichst keine Beeinträchtigungen der natürlichen Ressourcen (Boden, Wasser, Luft) nach sich zieht, d. h., die Stoffe sollen endlagerfähig sein. Stoffe mit Endlagerqualität bestehen aus anorganischen und in Wasser schwerlöslichen Verbindungen. Ihre chemische Zusammensetzung kann entweder als erdkrustenartig oder als erzähnlich bezeichnet werden (BACCINI, 1987). Mit den anzuwendenden Prozessen muß die Stoffvielfalt der Abfälle soweit wie möglich eingeengt und ihr Volumen reduziert werden.

44. Die Behandlung und nachfolgende Ablagerung von Abfällen wird im Gutachten — obwohl naturwissenschaftlich nicht korrekt (Tz. 15) — als Beseitigung bezeichnet. In Abbildung 2.1.3 ist unten links der Ablauf der Behandlung von Abfällen systematisch und abstrakt dargestellt. Die Behandlungsprozesse werden unterschieden in solche mit und ohne Stoffumwandlung. Nur die stoffwandelnden Prozesse sind geeignet, die obengenannten Qualitätsanforderungen an die abzulagernden Abfälle zu gewährleisten.

Prozesse ohne Umwandlung (Abb. 2.1.3, Nr. 8) spielen heute noch eine sehr große Rolle. Sie bestehen z. B. in Pressung, Entwässerung oder Verfestigung und dienen meist nur der Volumenreduktion und besseren Handhabung; ihre Outputs fließen heute in Deponien, von denen aber noch nicht bekannt ist, ob sie als Endlager oder nur als Langzeitlager dienen können (Abb. 2.1.3, Nr. 9). Auf dieser Linie wurde und wird noch der größte Teil des Abfalls entsorgt.

Zur Stoffumwandlung zwecks Inertisierung (Abb. 2.1.3, Nr. 10) sind grundsätzlich mehrere Verfahren denkbar. Das z. Z. vorwiegend eingesetzte Umwandlungsverfahren ist die Verbrennung (Kap. 5.4). Die bei der Verbrennung entstehenden Kuppelprodukte können nach Haupt- und Nebenprodukten unterschieden werden. Hauptprodukte sollten nach Möglichkeit nur endlagerfähige Inertstoffe sein, Nebenprodukt ist z. B. die bei der Verbrennung anfallende Energie, die in die Prozesse zurückgeführt wird (Abb. 2.1.3, Nr. 11).

Wie BACCINI und BRUNNER fordern, muß die Verbrennung als chemischer Prozeß zur Mineralisierung, Konzentrierung und Immobilisierung von potentiellen Schadstoffen weiter optimiert werden. Die Abfallverbrennung soll primär stofforientiert und erst sekundär energieorientiert sein. Die Umwandlung chemischer Energie in verwertbare kinetische Energie wird als durchaus sinnvoll angesehen, aber nur unter der Bedingung, daß die stofflichen Ziele nicht beeinträchtigt werden (BACCINI und BRUNNER, 1985; BRUNNER, 1989).

Sowohl bei den Prozessen mit als auch bei denen ohne Umwandlung kommt es zu unerwünschten Emissionen (Abb. 2.1.3, Nr. 12), deren weiterer Stofffluß anhand der Ablaufsystematik ausgehend von der Position stoffliche Emissionen (Nr. 1) verfolgt werden kann.

45. Ist eine Verwertung der Rohabfälle nach Abbildung 2.1.3, Nr. 5 (Mitte) zweckmäßig oder geboten, so gehen die dafür vorgesehenen Stoffe oder Gegenstände in die Reststoffbehandlung ein, wie man den technisch-wirtschaftlichen Umgang mit Reststoffen bezeichnet (JAKOBI, 1985). Durch sie wird verhindert, daß die in der Position „Rohabfall" zusammengefaßten Stoffe gänzlich zu „Abfall in strengstem

Sinne" (Tz. 43) werden, also beseitigt werden müssen. So gesehen dient die Reststoffbehandlung der Abfallvermeidung. Verwertete Reststoffe sind somit vermiedener oder verminderter Abfall. Dabei darf allerdings nicht verkannt werden, daß diese Stoffe im Gegensatz zu den „an der Quelle" vermiedenen früher oder später ebenfalls zu Abfall werden müssen, d. h., die Abfallentstehung lediglich verzögert wird.

46. Die systematische Darstellung der Verwertung von Rest(wert)stoffen führt zunächst zur Frage, ob hierzu die Auflösung von Form oder Gestalt des Reststoffes erforderlich ist. Ist dies nicht der Fall, so handelt es sich um Prozesse der Wieder- und Weiterverwendung (Abb. 2.1.3, Nr. 13). Als klassisches Beispiel ist die Aufarbeitung (z. B. Reinigen, Etikettieren) und Rückführung von Mehrwegbehältnissen in die Produktion zu nennen. Werden zum Zwecke der Verwertung Form oder Gestalt aufgelöst, kommen Prozesse der Aufbereitung (z. B. Altglas einschmelzen) oder Umwandlung (z. B. Kompostierung) zum Einsatz (Abb. 2.1.3, Nr. 14). Für diese Prozesse stehen wiederum verschiedene Verfahren, die meist mit entsprechenden Grundoperationen der mechanischen Aufbereitung kombiniert werden, zur Verfügung (Kap. 5.1 und 5.2).

Auch für die Prozesse zur Verwertung, gleich ob Aufarbeitung, Aufbereitung oder Umwandlung, gilt, daß erwünschte und nicht erwünschte Kuppelprodukte entstehen. Zu den erwünschten Kuppelprodukten zählen alle aus den verschiedenen Verfahren hervorgehenden chemischen und biologischen Sekundärrohstoffe, die in die Prozesse der Produktion oder des Konsums zurückgeführt werden können (Abb. 2.1.3, Nr. 15). Für die nichterwünschten Kuppelprodukte (Abb. 2.1.3, Nr. 16) beginnt die systematische Abfolge der weiteren Entsorgungsschritte wiederum bei der Position „Stoffliche Emissionen" im Ablaufschema der Abbildung 2.1.3 oben (Nr. 1).

47. An dieser Stelle sei auf die bestehenden begrifflichen Unklarheiten über den der englischen Sprache entlehnten Begriff „Recycling" verwiesen, der im Deutschen mit „Kreislaufrückführung" wiederzugeben wäre, tatsächlich aber für die verschiedenen Formen der Verwertung verwendet wird. Im einzelnen enthält er abfallwirtschaftlich, abfallrechtlich und auch ökologisch unterschiedlich zu beurteilende Vorgänge. Aus diesem Grund versucht der Rat, die Verwendung des Begriffs zu vermeiden (vgl. auch SRU, 1978, Tz. 592f.).

Von verschiedenen Autoren (z. B. BEITZ und MEYER, 1982; JAKOBI, 1985; KLEINALTENKAMP, 1985; MEYER, 1983) wurde versucht, die verschiedenen Verwertungsvorgänge den Begriffen Weiter-, Wiederverwendung und Weiterverwertung zuzuordnen. Es ist aber zu bezweifeln, ob sich diese Zuordnungen durchsetzen, zumal es „Mischtypen" gibt; wie soll etwa die Weiterverwendung eines Kraftfahrzeuges nach Austausch des gebrauchsunfähig gewordenen Motors (der seinerseits aufgearbeitet werden kann) begrifflich genau eingeordnet werden? In jedem Fall ist zu beachten, daß diese Begriffe und „Recycling" keinen jeweils eindeutigen Vorgang bezeichnen und einer ergänzenden Beschreibung bedürfen.

Zunehmender Stoffumsatz

48. Ein dritter, heute im Vordergrund stehender Aspekt dieser Betrachtung ist die Verschärfung des Emissionsproblems (im Sinne von Tz. 37) seit dem Beginn des Industriezeitalters, insbesondere in den letzten 30 Jahren, durch die Steigerung aller stofflichen Umsetzungen und die sogenannte Wegwerf-Wirtschaft (Tz. 18f.). Mit zunehmendem Wohlstand der Bevölkerung ist die Emissionsmenge erheblich gewachsen; durch zahlreiche synthetische Produkte ist der Gehalt an nicht oder schwer abbaubaren Substanzen erhöht worden, die häufig belastende, z. T. sogar gefährliche Schadstoffe sind. Sogar ein toxikologisch relativ harmloser „Abluftstoff" wie Kohlendioxid ist als einer der Hauptverursacher des „Treibhauseffektes" zu einem Belastungsstoff geworden.

49. Die Folge dieser Entwicklung sind verstärkte Maßnahmen der Abwasserklärung sowie der Luftreinhaltung mittels Stoffabscheidung, aus denen wachsende Mengen von Klärschlämmen, Filterstäuben oder sonstigen Stoffkonzentraten hervorgehen, derer man sich gleichfalls entledigen muß (Tz. 40f.). Insofern erfüllen sie die Anforderungen an die Abfalldefinition von § 1 Abs. 1 AbfG, fallen aber nicht unter den „traditionellen" Abfallbegriff, wie er in Tz. 3 erläutert wurde.

Dennoch werden sie in den allgemeinen Fluß der „Abprodukte" mehr und mehr einbezogen und gelangen mit ihm auf Deponien oder in chemisch-physikalische oder biologische Behandlungsanlagen, sofern für sie nicht als „Sonderabfälle" oder „gefährliche Abfälle" (§ 2 Abs. 2 AbfG) bzw. „ausgeschlossene Abfälle" (§ 3 Abs. 3 und 4 AbfG) eigene Behandlungswege geschaffen werden.

Zu diesen Abfallmengen kommt außerdem noch die Aufarbeitung von Altlasten (SRU, 1989).

2.1.2 Grenzen der Vermeidung und Verwertung von Stoffen

50. Diese in die drei geschilderten Aspekte untergliederte, betont stoffökologische Betrachtung des „Abfallproblems" verdeutlicht zunächst die irreversible Abkehr der menschlichen Produktionssysteme von den wohlorganisierten und sicheren örtlichen Stoffkreisläufen der Ökosysteme im Pflanzen-Tier-Mikroben-Verbund (Stoffassimilation, -konsum und -zersetzung), die nur noch in naturnahen Ökotopen bzw. Biotopen erhalten bleiben (Abb. 2.1.2), aber selbst hier durch — meist ungewollte — Abfallzufuhren aus menschlichen Produktionssystemen beeinträchtigt werden.

51. Sodann zeigt die Betrachtung, daß das „Abfallproblem" mit seinem Schadstoffpotential sowohl als ein Problem der Stoffanreicherung und ungeordneten Vermischung (Tz. 16f.) als auch als ein stoffspezifisches Problem zu sehen ist. Stoffablagerungsplätze sind grundsätzlich Stoffanreicherungs-, -mischungs- und -reaktionsplätze, an denen es unter der Einwirkung der örtlichen ökologischen Faktoren zu chemischen und biologischen Stoffumwandlungen kommt,

bei denen auch neue Stoffe produziert werden; daher rührt die Bezeichnung „Reaktordeponie" (Abschn. 5.5.3). Unter günstigen Umständen erfolgt ein Abbau zu einfachen anorganischen Verbindungen. Die Stoffanreicherung aber bleibt in jedem Falle bestehen und kann eine Belastung des Ortes und — sofern sich Transportmöglichkeiten durch Sickerwasser ins Grundwasser oder durch Wind- oder Wassererosion in benachbarte Ökosysteme ergeben — auch der weiteren Umgebung darstellen. Dies gilt bereits für „harmlose" Stoffe, wie z. B. Nährstoffe, wenn sie in ungewöhnlichen Konzentrationen auftreten, erst recht aber für Schadstoffe, die in den abgelagerten Stoffen enthalten waren (z. B. Schwermetalle, schwer abbaubare Halogenkohlenwasserstoffe) oder die sich im Reaktionsgemisch der Stoffablagerung erst bilden.

52. Die örtliche Stoffanreicherung ist untrennbar mit dem menschlichen Verhalten aggregierter Siedlung und seiner Tendenz zur Konzentration zerstreut vorkommender Stoffe verbunden und stellt ein weiteres irreversibles Element des menschlichen Umgangs mit Stoffen dar. Dies macht es notwendig, die Anreicherung, d. h. die Stoffzufuhren, ständig auf ihre ökologischen Folgen und ökonomischen Notwendigkeiten zu überprüfen. Dies ist auch in der Strategie der Abfallvermeidung enthalten, die die Zufuhr- und Produktionsvermeidung nicht ausklammern darf (Kap. 4).

53. Auch die Stoffvermischung ist zumindest teilweise irreversibel, da bei vielen Produktionen bestimmte Stoffe zwangsläufig kombiniert werden und miteinander reagieren. Dennoch können auch Vermischungen in gewissem Umfang entweder vermieden oder so vorgenommen werden, daß eine spätere Entmischung ermöglicht wird.

Das Ideal jedes Umgangs mit Abfällen wäre die weitestgehende Verwertung der gebrauchten Stoffe; daher wird auch immer wieder die Forderung nach einer — möglichst geschlossenen — „Kreislaufwirtschaft" erhoben. Abgesehen von der Tatsache, daß es nicht einmal in der Natur überall vollständig geschlossene Stoffkreisläufe gibt (Tz. 27), stehen die vorher geschilderten anthropogen verursachten großen Stoffverlagerungen, -anreicherungen und -vermischungen dieser Forderung in verschiedener Weise entgegen.

54. Eine Verwertung von Stoffgemischen setzt eine weitgehende Entmischung (Tz. 17) voraus, da die meisten technisch-industriellen Stoffgemische in der Form, wie sie anfallen, weder für eine neue industrielle oder gewerbliche Produktion brauchbar sind noch von den natürlichen Kreisläufen bewältigt werden können. Für diese sind meist auch die anreicherungsbedingten, unnatürlich großen Mengen vermischter Stoffe nicht geeignet. Eine Reduktion dieser Stoffmengen erscheint dann aus ökologischer Sicht unerläßlich; wegen des Gesetzes von der Erhaltung der Materie kann es sich hierbei aber nur um eine Verteilung oder Verdünnung handeln, wobei Stoffe, die an einem Ort konzentriert sind, über größere Umweltbereiche verteilt werden müssen. Die Zweckmäßigkeit und Unbedenklichkeit einer solchen Verteilung bedarf jeweils genauerer Prüfung.

55. Bei einer Kreislaufführung von Substanzen können überdies Schadstoffe in neue Produkte übergehen, z. B. Blei und Cadmium bei der Wiederverwendung von Papier, Asbest bei der Wiederverwendung von Bauschutt. Für Schadstoffe müssen daher die Kreisläufe unterbrochen werden; dies setzt aber wiederum eine wirksame Entmischung voraus, nach der die Schadstoffe eine weitere Behandlung erfahren — sei es, um sie z. B. durch thermische Verfahren unschädlich zu machen und dann eventuell weiterzuverwenden, oder um sie einer möglichst schadlosen Endlagerung zuzuführen.

Das Phänomen der Entropie

56. Ein weitaus größeres Hindernis einer wiederholten Wiederverwendung von Stoffen für den menschlichen Gebrauch ist ihre naturgesetzlich abnehmende Verfügbarkeit oder Zugänglichkeit. Die Verfügbarkeit hängt davon ab, wie eine zu einem bestimmten Zeitpunkt vorhandene Stoffmenge räumlich verteilt (dissipiert) ist. Je feiner die Verteilung, um so geringer ist die Verfügbarkeit bzw. um so größer ist der Aufwand zur Verfügbarmachung; diese ist stets ein Konzentrations- oder Anreicherungsprozeß.

Daher nützt die menschliche Wirtschaft bevorzugt solche Lagerstätten von Erzen, Kohle oder Erdöl aus, in denen diese Materialien in hoher Konzentration und Reinheit, d. h. wenig oder nicht mit anderen Substanzen vermischt vorliegen; aus der Sicht der Stoffgewinnung sind dies „hochwertige" Ressourcen. Im weiteren Wirtschaftsprozeß werden daraus Güter oder Produkte erzeugt, die eine weitere „Veredelung" dieser Rohstoffe darstellen. Dieser Prozeß ist aber unvermeidlich begleitet von der Nichtverwendbarkeit oder „Degradierung" eines Teiles der Einsatzstoffe, die als Produktionsabfälle anfallen (Abb. 2.1.4). Selbst wenn es gelänge, die bei der Produktion eingesetzten Stoffmengen ohne Abfall in Konsumgüter umzuwandeln, werden beim Konsum selbst die in den Gütern enthaltenen Substanzen über kurz oder lang durch Verschleiß, Abrieb und Unbrauchbarwerden freigesetzt und damit unvermeidlich zu Abfällen, die sich in der Umgebung verteilen. Zugleich vermischen sie sich mit anderen Stoffen oder wandeln sich sogar in chemischen Reaktionen mit diesen um. Verteilung und Vermischung setzen die Verfügbarkeit oder Zugänglichkeit der Stoffe herab und haben zur Folge, daß Abfälle eine „niederwertige" Ressource darstellen (Abb. 2.1.5).

57. Diese Vorgänge werden häufig mit dem physikalischen Konzept der Entropie in Verbindung gebracht oder sogar erklärt, in dem allerdings mehrere Bedeutungen stecken. Auf die gerade erläuterte Verfügbarkeit von Stoffen bezogen, wird durch den Begriff Entropie ein formaler Ordnungszustand wiedergegeben. Dabei bedeutet — entgegen der häufigen „Logik" von „höher oder mehr gleich besser" — niedrige Entropie einen Zustand hoher Ordnung, wie er in einem Kristall oder einem Organismus vorliegt, hohe Entropie dagegen Unordnung und regellose Vermischung, wie sie für Abfall typisch ist.

58. Eine zweite Bedeutung von Entropie wird aus einem grundlegenden physikalischen Naturgesetz abgeleitet, dem Zweiten Hauptsatz der Thermodyna-

mik. Dieser dient in erster Linie der Erklärung des Verhaltens der Energie und des Umgangs mit Energie und besagt, daß Energie irreversibel von einem „freien", verfügbaren Zustand in einen „gebundenen", nicht mehr verfügbaren Zustand übergeht, der rein physikalisch gesehen der wahrscheinlichere ist; diese Energie ist damit für den weiteren Gebrauch praktisch verloren. Diese Gesetzmäßigkeit ist jedoch kaum in die menschliche Alltagserfahrung eingegangen, da diese von der Erfahrung ständigen Vorhandenseins freier, verfügbarer Energie geprägt ist — die ja auch ständig durch die Sonne und durch zusätzliche Energiequellen zugeführt wird (SRU, 1987, Tz. 1811 bis 1820).

Es ist dieser Wandel der Energieverfügbarkeit, für den der Begriff „Entropie" zunächst geprägt wurde (ANGRIST und HEPLER, 1967; RIFKIN, 1982), und zwar bedeutet niedrige Entropie, daß viel freie Energie verfügbar ist; bei hoher Entropie ist die verfügbare Energie knapp. Da mit jeder Wirtschafts oder Lebensaktivität freie Energie verbraucht wird und die Entropie zunimmt, besteht ein Bedürfnis nach steter Zufuhr freier Energie bzw. niedriger Entropie.

59. Es war GEORGESCU-ROEGEN (1971, 1976, 1986), der das Konzept der Entropie, das zunächst hauptsächlich auf alle Arten von Energieübertragungen und -umwandlungen angewendet wurde, formal auch auf Materie ausgedehnt hat. Dies erscheint zunächst weniger einsichtig, weil Materie weitaus vielgestaltiger ist als Energie und weniger Gemeinsamkeiten aufweist. Aus zwei Gründen erscheint aber die Verwendung des Begriffes „Entropie" für die beiden unterschiedlichen Bereiche verständlich und vertretbar. Zum einen wird in beiden Bereichen eine geringere Verfügbarkeit beschrieben; unbestreitbar geht in aller Regel die zu Produkten aufbereitete Materie ständig von einem Zustand niedriger Entropie, d. h. hoher Ordnung und Verfügbarkeit, in einen solchen geringerer Verfügbarkeit oder hoher Entropie über, nämlich durch Abrieb, Verschleiß, Korrosion, Verdunstung und anderes mehr. Zum anderen erfordert eine erwünschte Rückgewinnung der Substanzen, d. h. die Zurückführung in einen Zustand niedriger Entropie, einen neuen Einsatz von freier Energie und verknüpft damit das stoffliche Geschehen (Entropie als Dissipation) mit dem Zweiten Hauptsatz der Thermodynamik (Entropie als Energieverfügbarkeit).

60. Die Dissipation von Stoffen und die damit verbundenen Probleme eines zusätzlichen Energieaufwands, wenn diese Stoffe wiedergewonnen werden sollen, seien durch einige Beispiele veranschaulicht. Allein durch Abrieb werden auf den Straßen der Bundesrepublik Deutschland jährlich ca. 40 000 t Reifenmaterial dissipiert. Bauwerke und Anlagen aus Stahl erfordern einen ständigen Schutz gegen Korrosion, bei der sich das Material in Rost umwandelt und dissipiert; für alle Stahlbrücken der USA erfordern die dringenden Rostschutzmaßnahmen einen Aufwand von 110 Mrd. DM (EICHELE, 1989). Der mit der Dissipation zusammenhängende Energieaufwand kann mit der Rückgewinnung von Kupfer aus Abfällen verdeutlicht werden. Gewinnt man Kupfer aus Kupfererzen, so ist ein Energieaufwand von durchschnittlich 13 000 kWh/t erforderlich. Für die Rückgewinnung von Kupfer aus stofflich hochwertigen Kupferabfällen wie Kupferschrott, -drähten, -rohren etc. ist der Energiebedarf etwa 15mal kleiner. Je größer der Anteil an diesem rezirkulierten Kupfer ist, desto mehr nimmt der Gesamtenergieverbrauch bei der Kupferproduktion ab. Doch können nur etwa 30 % des gesamten Kupferbedarfs aus hochwertigen Kupferabfällen gedeckt werden. Die Kupfergewinnung aus anderen Kupferabfällen wie beispielsweise Legierungen, Industrieschlämmen, wo Kupfer vermischt mit anderen Metallen und in kleinen Konzentrationen vorliegt, ist bedeutend schwieriger und nur mit höherem Energieaufwand durchführbar, so daß daraus nur ca. 25 bis 30 % des Kupferbedarfs gedeckt werden können. Es lassen sich also ingesamt höchstens 60 % des Kupferbedarfs durch rezirkuliertes Kupfer decken. Die restlichen 40 % des Kupfers liegen in derart verdünnter Form in festen und flüssigen Abfällen, in Pigmenten und Farbstoffen oder im Boden und in den Gewässern vor, also im Zustand so hoher Entropie (im Sinne von stofflicher Dissipation), daß an eine Rückgewinnung wegen unvertretbar hohen Energieaufwandes kaum zu denken ist (STUMM und DAVIS, 1974).

Die Rückgewinnung von Wertstoffen aus vermischten Abfällen entspricht daher der Gewinnung von wertvollen Rohstoffen aus minderwertigen Ressourcen (Abb. 2.1.5). Dasselbe gilt für die Entfernung von Schadstoffen aus Abfallstoffgemischen. Große Mengen von Blei sind z. B. als Triethylblei in Kraftfahrzeugabgasen, in Bleimennige als Farbstoff, in Ausschwemmungen aus Wasserrohren oder als abgefeuerte Schrotkügelchen fein und kaum rückholbar in den Umweltmedien verteilt worden, oder sie kommen in so geringen Konzentrationen im festen Abfall vor, daß eine Abtrennung praktisch kaum gelingt.

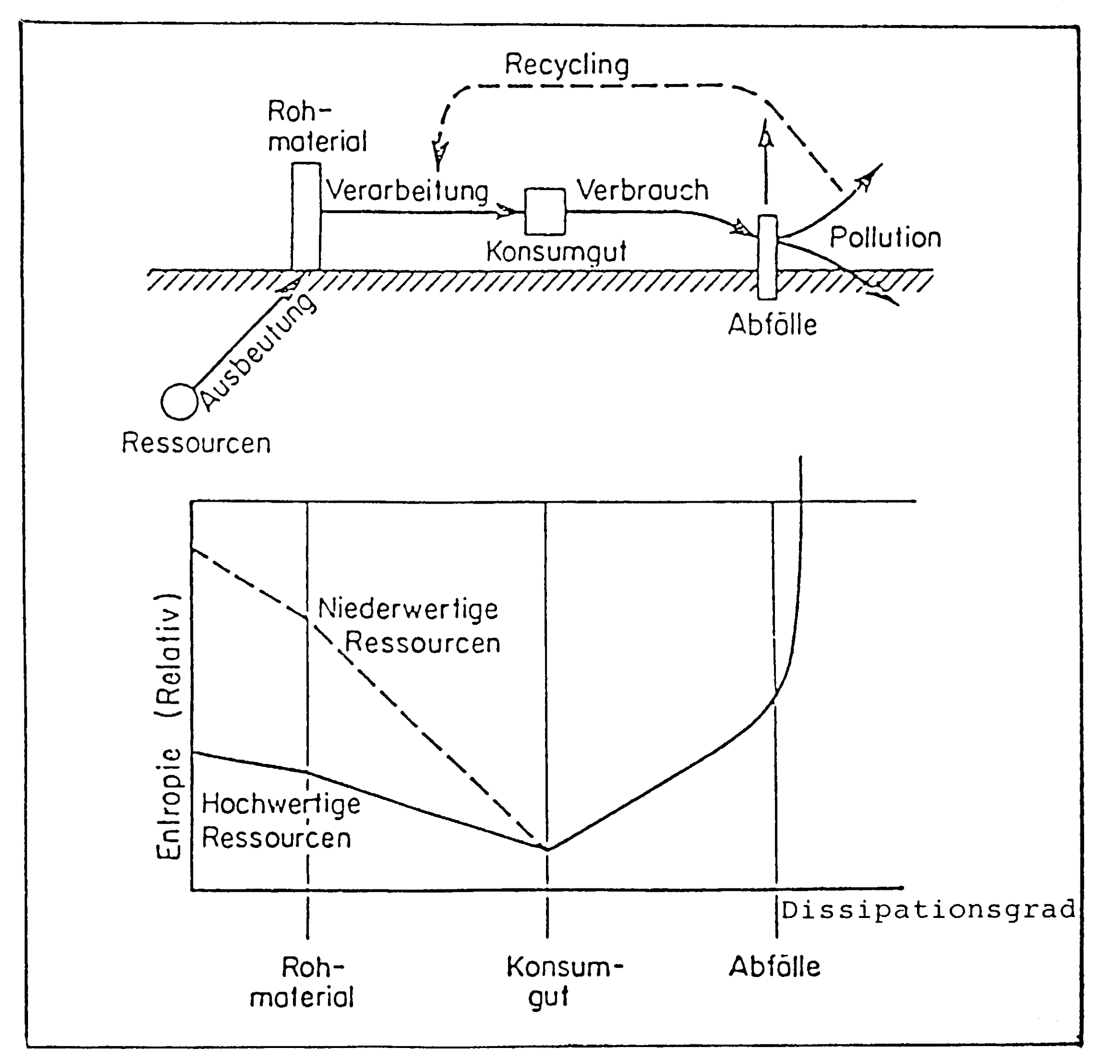
Diese Betrachtungen machen verständlicher, warum der Umgang mit „veredelten" Produkten ziemlich geordnet verläuft und ohne weiteres in den Begriff „Wirtschaft" einbezogen wird, während bei Abfallstoffen die Unordnung überwiegt und schwer rückgängig zu machen ist. Dies liegt aber auch daran, daß man sich von ökonomischer Seite bisher erstaunlich wenig mit dem Abfallproblem beschäftigt hat (Tz. 401).

61. Das Entropie-Phänomen verdeutlicht auch die Nichtumkehrbarkeit bestimmter Wirtschafts- und Lebensprozesse. Die Art und Weise dieses Phänomens und sein Verlauf sind jedoch unbestimmt und eröffnen dadurch Möglichkeiten ihrer Beeinflussung und Steuerung. In seiner Anwendung auf die stoffliche Dissipation wird jedoch auch klar, daß es gerade für das Abfallproblem keine einfache und rasch wirkende Lösung gibt. Zudem sind die auf das stoffliche Geschehen bezogenen Entropie-Betrachtungen unabhängig davon, ob bei den Prozessen der Dissipation oder Konzentration von Stoffen zusätzliche, nachteilige Emissionen entstehen. Wo solche auftreten oder zu erwarten sind, kann es aus Umweltgründen geboten sein, diese Prozesse zu begrenzen oder zu unterbinden.

Abbildung 2.1.5



Umwandlung von Ressourcen in Konsumgüter und Abfälle (oberer Teil) und die damit verbundene Änderung der Entropie als „Ordnungszustand" der Materie (unterer Teil)



Quelle: nach STUMM und DAVIS, 1974

2.1.3 Das Konzept der Lastpakete

62. Ob sich ein bestimmter gefaßter Rohabfall (Nr. 5 in Abb. 2.1.3) aus ökologischer Sicht für eine Verwertung bzw. weitere Verwendung eignet (Nr. 6 in Abb. 2.1.3) oder beseitigt werden soll (Nr. 7 in Abb. 2.1.3), könnte anhand der sogenannten Lastpakete ermittelt werden, die auf jedem dieser Wege durch die verschiedenen Behandlungsschritte und -methoden entstehen.

Als Lastpaket nach BRAUN (1978) wird die Gesamtheit der mit der jeweiligen Abfallbehandlung verbundenen Umweltbelastungen wie Emissionen, Immissionen, Schädigung von Ökosystemen usw. bezeichnet. Das Konzept der Lastpakete ist zu unterscheiden von dem der Ökoprofile oder der Produktlinienanalyse, bei denen Produkte vergleichend auf die Umweltauswirkungen untersucht werden. Hier dagegen werden abfallpolitische Strategien und damit zusammenhängende Verfahren in einer vergleichenden Gesamtbewertung gegenübergestellt, die auch als „ökologische Bilanz" bezeichnet werden kann.

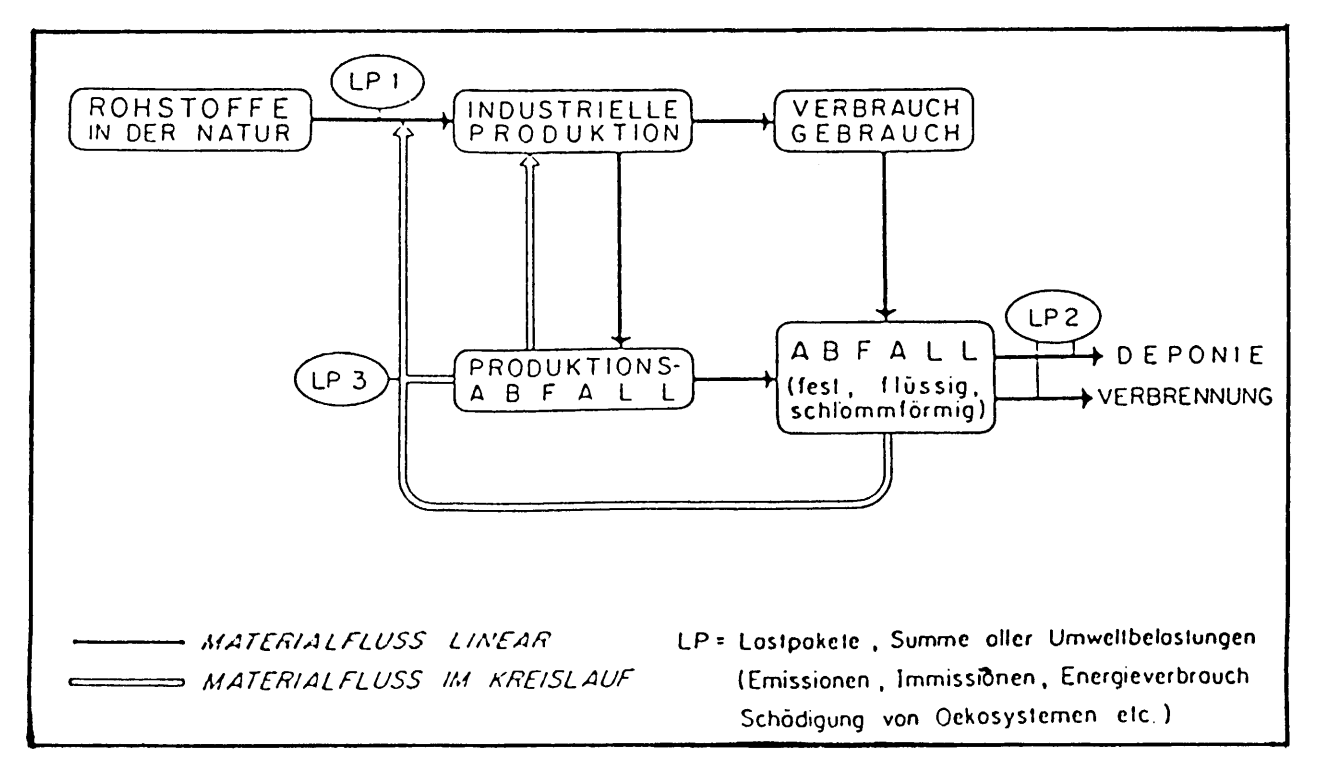
63. Auf diese Weise können also Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfall im Einzelfall umweltpolitisch miteinander verglichen werden. Verursacht eine Abfallart auf dem Verwertungswege (Nr. 6, 13—15 in Abb. 2.1.3) ein größeres Lastpaket als auf dem zur Deponie führenden („linearen") Behandlungsweg (Nr. 7—12 in Abb. 2.1.3), so ist die Verwertung fragwürdig oder unangebracht. Sie ist aus ökologischer Sicht also nur dann zu rechtfertigen, wenn sie die Umweltbelastung in der Gesamtbilanz wirklich vermindert.

64. Das Lastpaket-Konzept sei am Beispiel der industriellen Verwertung (Abb. 2.1.6) näher erläutert.

Bei der Produktion industrieller Güter beginnt der Stofffluß mit der Gewinnung der Rohstoffe in der Natur. Gewinnung, Transport über oft weite Strecken und Aufbereitung der Rohstoffe für die industrielle

Abbildung 2.1.6

Industrieller Rohstoffkreislauf



Quelle: BRAUN, 1978

(oder gewerbliche) Produktion bedeuten bereits Emissionen und Immissionen verschiedenster Art, Störung und Zerstörung von Ökosystemen am Gewinnungsort oder durch Transporte und anderes mehr. Diese Umweltbelastungen sind im Lastpaket LP 1 zusammengefaßt.

In der industriellen Produktion werden Güter für den Ver- und Gebrauch hergestellt, wobei in der Regel Produktionsabfall entsteht. Auch die erzeugten Güter werden irgendwann zu Abfall. Beide Typen von Abfall verursachen, wenn sie verbrannt oder deponiert werden, wiederum Umweltbelastungen vor allem durch Schadstoffemissionen, die im Lastpaket LP 2 zusammengefaßt werden (Abb. 2.1.6, unten rechts).

Die Verwertung und Verwendung von Abfällen ist in Abbildung 2.1.6 durch Doppellinien dargestellt. Manche Produktionsabfälle werden z. B. ohne nennenswerte Aufbereitung — und somit praktisch ohne Lastpaket — wieder in die Produktion zurückgeführt, wie Metallschrott in metallverarbeitenden Betrieben, Glasbruch in Glashütten, Altpapier in Kartonfabriken.

Andere Produktionsabfälle sowie auch kommunale Abfälle können aufbereitet und als Rohstoffe, Rohmaterial oder als neue Produkte wieder einer Verwendung zugeführt werden, wie beispielsweise Reraffination von Altöl zu neuwertigen Schmierölen, Herstellung von Baumaterial aus Bauschutt und Müllverbrennungsschlacken, Schrottgewinnung aus Autowracks in Shredderanlagen, Aufbereitung tierischer Abfälle zu Tierkörpermehl usw. Mit dieser meist aufwendigen Aufbereitung ist jedoch unvermeidlich eine Umweltbelastung verknüpft, die im Lastpaket LP 3 zusammengefaßt wird.

65. Man ist versucht, generell zu sagen: Je mehr Abfälle über die Verwertung dem Materialfluß im Kreislauf zugeführt werden bzw. je kleiner der lineare Materialfluß, desto geringer ist die Umweltbelastung und desto wirksamer die Schonung der Ressourcen. In dieser Verallgemeinerung und Simplifizierung, die leider heute immer wieder anzutreffen ist, wäre diese Folgerung ein Trugschluß.

Verwertungsmaßnahmen sind nur dann sinnvoll bzw. sollten möglichst intensiviert werden, wenn das mit der Aufbereitung verbundene Lastpaket LP 3 kleiner oder höchstens gleich groß ist wie die Summe der Lastpakete LP 1 und LP 2. Ist dies nicht der Fall, so verschiebt sich die Umweltbelastung nur auf eine andere Ebene. Der ökologisch sinnvollen Nutzung von Abfällen sind also deutliche, durch die erwähnten Lastpakete verursachte Grenzen gesetzt, die durch den Stand der Technik verschoben, aber nicht aufgehoben werden können.

66. Das Lastpaket-Konzept wird nachstehend noch einmal abstrakt-formelhaft dargestellt. Beim Abfallentsorgungsweg zur endgültigen Deponierung ergibt sich folgende Formel:

$$\text{Rohstoff} \xrightarrow[\text{LP 1}]{\text{Produktion}} \text{Produkt} \xrightarrow{\text{Verbrauch}} \text{Abfall} \xrightarrow[\text{LP 2}]{\text{Entsorgung}} \text{Deponie}$$

Bezogen auf eine Produkteinheit (PE) fallen an Lastpaketen insgesamt an:

$\sum LP_E/PE = LP\,1 + LP\,2,$

wobei LP_E = bei endgültiger Deponierung (ohne Verwertung) Lastpaket bedeutet.

Bei Abfallverwertung wird zumindest ein Teil (m) des Abfalls verwertet und ersetzt einen Teil (n) an Rohstoffen oder Produkten:

Rohstoff —LP 1→ Produkt ——→ Abfall —LP 2→ Deponie

Abfall —m→ Verwertung —n→ Produkt

n Produkt ←LP 3— m Abfall

Wenn man eine Produkteinheit (PE) allein durch Verwertung erzeugt, ergibt sich das Lastpaket LP 3. Da dies in der Praxis kaum vorkommt, muß eine differenzierte Berechnung angestellt werden:

$\sum LP_V/PE = (1-n)LP\,1 + (1-m)LP\,2 + n\,LP\,3$

Es bedeuten:

LP_V = Lastpaket bei Teil-Verwertung
m = verwerteter Teil des Abfalls
1-m = deponierter Teil des Abfalls
n = durch Verwertung erzielter Produktanteil
1-n = eingesparter Rohstoffanteil.

Der Verwertungsweg ist dann mit einem geringeren Lastpaket verbunden, wenn die Summe der Lastpakete pro Produkteinheit beim Verwertungsweg kleiner ist als bei dem direkt zur Deponie führenden Entsorgungsweg; oder als Formel ausgedrückt:

$$\sum LP_V/PE < \sum LP_E/PE$$

$(1-n)\,LP\,1 + (1-m)\,LP\,2 + n\,LP\,3 < LP\,1 + LP\,2$

oder $n\,LP\,3 < n\,LP\,1 + m\,LP\,2$

oder, bezogen auf eine Produkteinheit aus Verwertung erzielter Produkte:

$$LP\,3 < LP\,1 + \frac{m}{n}\,LP\,2,$$

wobei $\frac{m}{n} \geq 1$.

67. Verwertung ist daher immer dann sinnvoller und geboten, wenn das Lastpaket bei der Herstellung einer Produkteinheit aus Abfällen kleiner ist als die Summe der Lastpakete, die bei der Herstellung einer Produkteinheit aus Rohstoffen und bei der endgültigen Deponierung der Abfälle aus einer Produkteinheit entstehen.

Entscheidend ist also nicht, ob eine möglichst vollständige Verwertung erreicht werden kann, sondern ob ein Verwertungsweg mit einem kleineren Lastpaket gefunden wird, auch wenn dabei nur ein Teil der Abfälle verwertbar wäre. Die Suche nach solchen Wegen scheint insbesondere dann sinnvoll, wenn mit der Produktion oder mit der Ablagerung große Lastpakete verbunden sind.

68. Wenn die Lastpakete die wichtigsten Entscheidungskriterien für alle künftigen abfallwirtschaftlichen Maßnahmen darstellen, müssen sie auch quantifiziert werden. Dabei ergeben sich heute noch sehr große Schwierigkeiten. Relativ einfach ist diese Wertung hinsichtlich des Energieverbrauchs, der gemessen bzw. berechnet werden kann, aber hier nicht im Vordergrund der Betrachtung steht. Demgegenüber sind die Langzeitwirkungen und Synergismen der verschiedenen emittierten Schadstoffe auf Lebewesen und andere Materialien sowie die Degradierung der Natur heute noch nicht einmal in ihrer ganzen Tragweite erkennbar, geschweige denn quantifizierbar.

69. Trotz dieser Schwierigkeiten erscheint dem Rat das LastpaketKonzept aus der Umweltsicht tragfähig und zukunftsweisend. Er empfiehlt daher, es durch weitere Forschungsarbeiten, die auf stoffökologische Bilanzierungen hinauslaufen, zu konkretisieren. Schon jetzt gibt es ernsthafte Hinweise, daß Mehrfachverwendungen von Gebrauchsartikeln nicht in jedem Fall umweltverträglicher sind als Einmalverwendungen mit anschließender sachgerechter Entsorgung — z. B. dann nicht, wenn die Mehrfachverwendung aufwendige Reinigungs- oder Transportvorgänge erfordert, die ihrerseits direkt oder indirekt große Umweltbelastungen herbeiführen.

Mit Hilfe der Lastpakete würde in jedem Falle die Entscheidung zwischen den abfallrechtlichen Strategien der Vermeidung, der Verwertung und der Beseitigung aus umweltpolitischer Sicht erleichtert.

2.1.4 Abfallwirtschaft im System Umwelt

Strukturen, Funktionen, Begriffe

70. Um die Stellung der Abfallwirtschaft im Gesamtsystem Umwelt zu beschreiben, wird an die Definition des Begriffes „Umwelt" angeknüpft, die der Rat in seinem Umweltgutachten 1987 (SRU, 1987, Abschn. 1.1.1) gegeben hat. „Umwelt" wird dort als ein Komplex struktureller Bestandteile und funktioneller Größen mit bestimmtem Raumbezug aufgefaßt. Die Komplexität der Umwelt in ihrer Gesamtheit übersteigt jedoch oft die Durchschaubarkeit und Vermittelbarkeit. Zur Veranschaulichung werden deshalb oft vereinfachte Denk- und Darstellungsmodelle verschiedenen Abstraktionsgrades herangezogen. Beispielsweise können die natürliche Umwelt und die kultürliche Umwelt mit dem Bild der „Umweltschalen" veranschaulicht werden. Unter Berücksichtigung von anthropogenen Stoffströmen, volkswirtschaftlichen Funktionen und in Anlehnung an die oben behandelten ökologischen Stoffflüsse und Funktionen (Abschn. 2.1.1.1, 2.1.1.2) läßt sich ein einfaches „Zwei-Schalen-Modell" konstruieren, das die Stellung der Abfallwirtschaft im System Umwelt sowie die darin verlaufenden Stoffströme verdeutlicht (Abb. 2.1.7). Aus Vereinfachungsgründen werden dabei nicht alle Systembestandteile wiedergegeben, die abfallwirtschaftlich relevanten dagegen hervorgehoben.

71. Die Schalen des abgebildeten Modells sind als Systemgrenzen von Funktionsräumen anzusehen. Die Außenschale ist die natürliche Umwelt mit den Bereichen Luft, Wasser, Boden und der Gesamtheit der

Lebewesen (Biota). Zu ihren (hier nicht abgebildeten) Funktionen gehören die Produktions-, Träger-, Regelungs- und Informationsfunktionen (SRU, 1987, Tz. 14 ff.). In sie eingebunden ist die kultürliche (kulturell-zivilisatorische) Umwelt, die mit der Loslösung des Menschen aus den Kreisläufen der natürlichen Umwelt entstanden ist und von ihm entwickelt wurde und wird. Sie bildet die Innenschale und läßt sich durch die Daseinsgrundfunktionen Arbeit, Bildung, Erholung, Kommunikation, Wohnen, Verkehr, Versorgung und — hier ergänzt — Entsorgung beschreiben. Tragende Bestandteile der kultürlichen Umwelt sind die der Versorgung und Entsorgung dienenden Anlagen, Objekte und Prozesse — hier bezeichnet als technisch-industrielles System.

72. Die Entsorgung als ein Funktionsbereich dieses technisch-industriellen Systems ist ihrerseits strukturiert in die Bereiche Luftreinhaltung, Abwasserklärung und Abfallbehandlung. Letzterem kommt die Aufgabe zu, die kulturell-zivilisatorische Umwelt von den entstandenen „Rohabfällen" (Nr. 5 in Abb. 2.1.3), also nicht über Luft oder Wasser verteilten Stoffe und Stoffgemische, zu befreien und sich damit zugleich der Sorge um diese zu entledigen, d. h., sie zu „entsorgen". Durch Aufbereitung und Umwandlung müssen sie in eine Form gebracht werden, die es ermöglicht, sie

— entweder in die Prozesse des Funktionsbereiches Versorgung zurückzuführen (Verwertung; Tz. 45f.),

— oder sie der natürlichen Umwelt so zu überlassen, daß deren Funktionen, besonders die Träger- und Regelungsfunktion, nicht beeinträchtigt werden (Beseitigung; Tz. 43f.).

73. Damit ist der Begriff oder das System Abfallwirtschaft aber noch nicht vollständig erklärt. Denn auch in den der Abfallbehandlung vorgelagerten Funktionsbereichen Versorgung und Verbrauch/Verwendung müssen abfallwirtschaftlich relevante Aufgaben erfüllt werden. Sie bestehen darin, den Anfall der Rohabfälle aus Produktions- und Konsumprozessen zu vermeiden oder zu vermindern, also möglichst wenig und möglichst schadstoffarme Abfälle entstehen zu lassen (Kap. 4).

74. Die Abfallwirtschaft ist somit, strukturell gesehen, als ein in die volkswirtschaftlichen Funktionsbereiche Versorgung, Verbrauch und Entsorgung integriertes Subsystem der kultürlichen Umwelt (Abb. 2.1.7) zu verstehen. Funktionell ist sie zu definieren als Gesamtheit aller Aufgaben, die verbunden sind mit

— Vermeidung oder Verminderung von Stoffen und Produkten, die potentielle Abfälle darstellen, auf der Versorgungs- und Verbrauchsebene (Abb. 2.1.3, oben),

— Verwertung entstandener, also nicht vermiedener Stoffe und Produkte aus Versorgungs-, Verbrauchs-, Luftreinhaltungs- und Abwasserreinigungsprozessen (Abb. 2.1.3, Nr. 6),

— Beseitigung von Abfällen (nicht vermiedene und nicht verwertete Stoffe und Produkte) (Abb. 2.1.3, Nr. 7).

Nimmt man auch noch die Aufgaben, die mit der Behebung der durch unsachgemäße Abfallbeseitigung in der Vergangenheit bereits entstandenen Schäden im Zusammenhang stehen, also die Sanierung von Altlasten (SRU, 1989) hinzu, ist Abfallwirtschaft im weitesten Sinne die Gesamtheit aller umweltpolitischen Aufgaben im Reststoff- und Abfallbereich.

Stoffströme

75. Die einzelnen Teilsysteme bzw. Funktionsbereiche des Gesamtsystems Umwelt sind mit der Abfallwirtschaft durch Stoffströme oder -flüsse verbunden — ferner auch durch Energie- und Informationsflüsse, auf die an dieser Stelle jedoch nicht eingegangen wird.

Bei der Betrachtung der in Abbildung 2.1.7 dargestellten Stoffströme lassen sich folgende Hauptströme erkennen:

1. Von der natürlichen und kultürlichen Umwelt in das technisch-industrielle Teilsystem; dieser Strom enthält die geogenen und biogenen Rohstoffe, die durch Abbau und Gewinnung bzw. Anbau und Zucht in den Funktionsbereich Versorgung einfließen.

2. Innerhalb des technisch-industriellen Teilsystems; diese Ströme enthalten

   — Stoffe oder Produkte der Versorgung, die innerhalb des Versorgungsbereiches (in der Abbildung nicht dargestellt) und von der Versorgung in den Verbrauch fließen; sie werden in Textziffer 80 und Abbildung 2.1.8 differenzierter dargestellt (Produktströme),

   — Stoffe, die aus Versorgung und Verbrauch in den Entsorgungsbereich fließen (Input des Gesamtbereichs Entsorgung), darunter diejenigen, die indirekt (über Luftreinhaltung und Abwasserklärung) oder direkt in die Abfallentsorgung eingehen (Input der Abfallentsorgung = Strom der Rohabfälle oder Abfallstrom im üblichen Sinne),

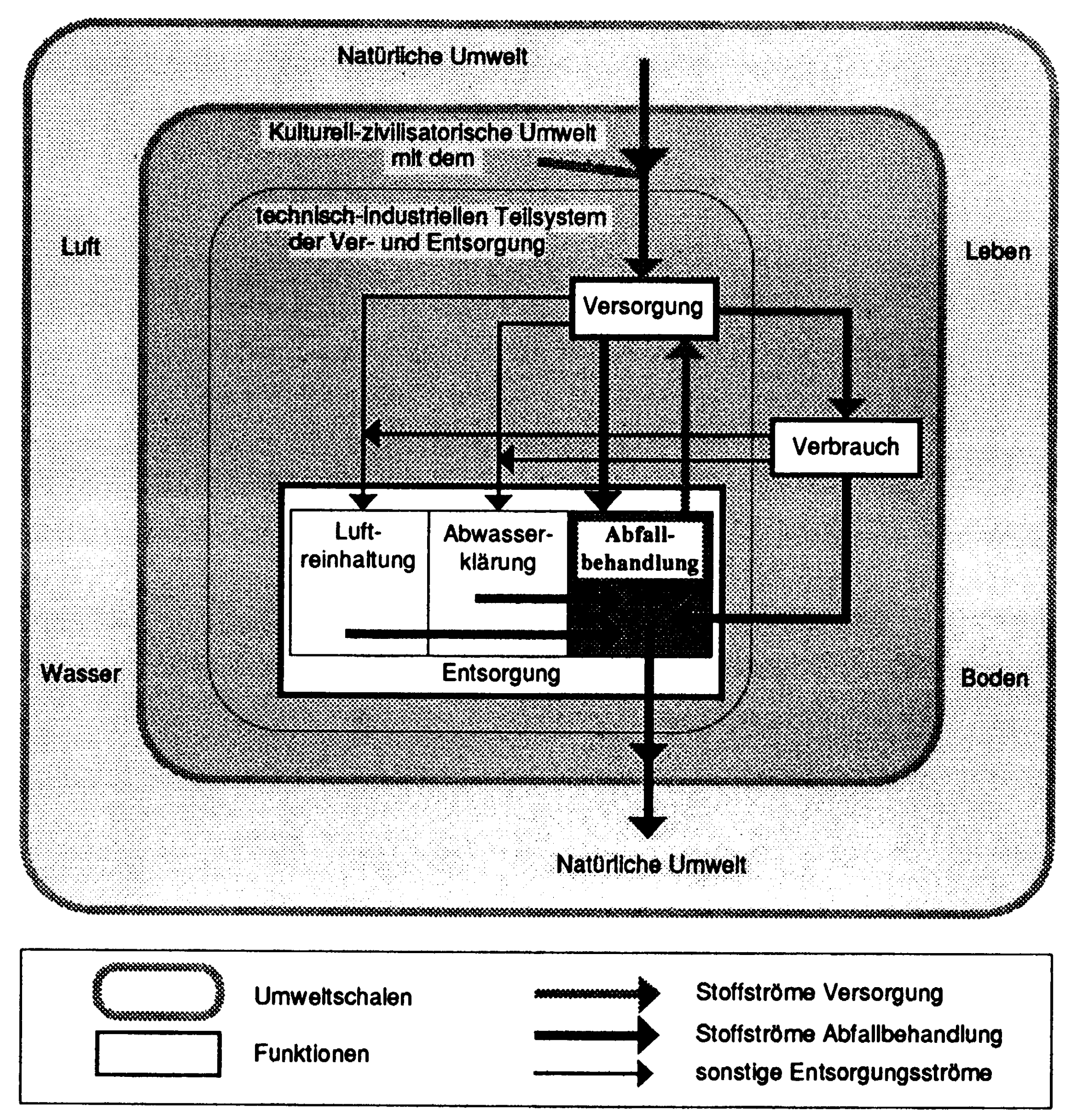
   — Stoffe, die von der Abfallentsorgung in die Versorgung zurückgeführt werden (Rückführungsstrom von Sekundärrohstoffen).

3. Von der Abfallentsorgung in die kultürliche und natürliche Umwelt; dieser Strom enthält die der Umwelt zu überlassenden Stoffe (Abfallstrom im strengen Sinne).

76. Mit den hier dargestellten und beschriebenen Strömen sind nicht alle dem gesamten System zugehörigen Stoffströme wiedergegeben. Aus Vereinfachungsgründen bleiben die Stoffe, die unumgänglich aus der kultürlichen in die natürliche Umwelt entweichen und vor allem in den Trägermedien Luft, Wasser und Boden fein und unwiederbringlich verteilt werden (dissipierte Stoffe, Nr. 2 in Abb. 2.1.3), unberücksichtigt. Sie sind für den Menschen nicht verfügbar, da sie aus technisch-ökonomischen Gründen nicht oder nur mit größtem Aufwand aus den Trägermedien

Abbildung 2.1.7

Stellung der Abfallwirtschaft im System Umwelt



Quelle: SRU

zurückgewonnen werden können (Tz. 39). Auch nichtdissipierte, also gefaßte Stoff- und Produktströme, die bei anthropogenen Prozessen entstehen, aber bisher nicht einer geordneten Behandlung oder Ablagerung zugeführt werden, d. h. ungeordnet in die Umwelt gelangen, sind in Abbildung 2.1.7 nicht abgebildet.

77. Die Abfallbehandlung ist durch die in Abbildung 2.1.7 besonders hervorgehobenen Stoffströme, also die Inputströme, den Rückführungsstrom und den Output in die natürliche/kultürliche Umwelt, mit den anderen Bereichen verbunden. Die stoffliche Zusammensetzung und die Menge dieser Ströme wird beeinflußt von den Entsorgungsströmen in die Abwasserklärung und Luftreinhaltung und vom Produktstrom aus der Versorgung in den Verbrauch. Diese wiederum werden unter anderem bestimmt von Art und Menge des Stoffflusses, der aus der natürlichen und kultürlichen Umwelt entnommen wird.

2.1.5 Abfallwirtschaft im technisch-ökonomischen System

Versorgung und Entsorgung als gleichrangige Teilsysteme?

78. Im vorangegangenen Abschnitt wurde ausgeführt, wie das System Abfallwirtschaft im Gesamtsystem Umwelt einzuordnen ist. Nachfolgend soll darauf aufbauend die Stellung der Abfallwirtschaft innerhalb des technisch-ökonomischen Systems näher untersucht werden.

Wirtschaften erfolgt nicht nur „unter dem kalten Stern der Knappheit" (SCHNEIDER, 1965), sondern voll-

zieht sich auch unter der Bestimmung, daß bei allen Wirtschaftsprozessen stoffliche und energetische Emissionen als „Abprodukte" entstehen. Diese werden früher oder später, wie in Abschnitt 2.1.4 ausgeführt, aus dem technisch-ökonomischen System an die natürliche Umwelt abgegeben. Aus der Sicht der Stoffströme sind Emissionen — wie in der kreislauftheoretischen Logik der Ökonomie das Einkommen — das Gegenstück der Produktion. Während aber das Einkommen gleichzeitig mit der Produktion entsteht, fällt der in Form von Reststoffen bzw. Abfällen entstehende Teil der Emissionen zum geringeren Teil in ihr, zum größeren Teil phasenverschoben als Folge bzw. synergistischer Effekt auf der Verbrauchsstufe an. Machte man zu irgendeinem Zeitpunkt einen Schnitt durch den Wirtschaftsprozeß, so wäre zu sehen, daß zu jeder Zeit des Wirtschaftens gleichzeitig produziert und konsumiert wird und Emissionen — unter anderem in Form potentieller Abfälle — entstehen.

Ziel des Wirtschaftens ist es letztlich, die Bedürfnisse der Menschen zu befriedigen. Zur Erreichung dieses Ziels ist es auf der einen Seite notwendig, Waren und Dienstleistungen so zu erzeugen und zu verteilen (Produktion und Distribution), daß eine optimale Versorgung erreicht wird. Auf der anderen Seite steht die weitere Notwendigkeit, sich der bei allen wirtschaftlichen Prozessen entstehenden stofflichen Emissionen zu entledigen, und zwar in einer Form, die auch die Ansprüche nach einer sauberen Umwelt, nach Erhaltung der Landschaft und anderes mehr berücksichtigt; auch hierin wird ein elementares Bedürfnis sichtbar. In einer Volkswirtschaft steht also der Versorgungswirtschaft (Primärwirtschaft) die Entsorgungswirtschaft (Sekundärwirtschaft) gegenüber, wobei „primär" und „sekundär" nicht als Rangordnung, sondern als Reihenfolge zu verstehen sind. Dies ist der Sinn der im Kern trivialen Aussage, daß Produktion und Abfallentstehung unter stofflichen Aspekten zusammengehören wie zwei Seiten einer Medaille (SCHENKEL, 1985).

79. So wie sich die Versorgungswirtschaft nach der Güter- oder Dienstleistungsart in einzelne Bereiche, z. B. Energiewirtschaft, Landwirtschaft, Warenwirtschaft, Verkehrswirtschaft oder Versicherungswirtschaft aufgliedert, läßt sich auch die Entsorgungswirtschaft in die Teilbereiche „Abwasserklärung", „Luftreinhaltung" und „Abfallbehandlung" unterteilen. Letztere beschäftigt sich mit den anfallenden Abfällen aus allen Prozessen der kultürlichen Umwelt, also auch mit den Rückstandsstoffen, die aus den genannten Reinigungsprozessen stammen.

Um im Bild der zwei Seiten einer Medaille zu bleiben, lassen sich den Teilaufgaben der Versorgungswirtschaft entsprechende Teilaufgaben der Abfallwirtschaft gegenüberstellen. So steht der versorgungswirtschaftlichen Aufgabe, für ein möglichst reichhaltiges und qualitativ hochwertiges Güterangebot zu sorgen, die abfallwirtschaftliche Aufgabe gegenüber, möglichst wenig stoffliche Emissionen und damit Abfälle entstehen zu lassen (Vermeidung/Verminderung). Der Aufgabe der Warendistribution, die produzierten Güter möglichst breit zu verteilen, steht die abfallwirtschaftliche Aufgabe gegenüber, Abfälle möglichst vollständig zu sammeln. Auf der Stufe des Endverbrauches geht das Bestreben dahin, bei der Befriedigung materieller Bedürfnisse eine möglichst hohe Nutzenstiftung (Lebensgenuß) zu erzielen. Dem Endverbrauch ist seitens der Abfallwirtschaft die Abfallbeseitigung gegenüberzustellen. Ihr Ziel sollte es sein, die nicht vermiedenen, gefaßten Abfälle (Nr. 5 in Abb. 2.1.3) einer solchen Behandlung zuzuführen, daß sie möglichst schadlos der natürlichen Umwelt überlassen werden können.

Stoffflüsse im technisch-ökonomischen System

80. Wie in Abbildung 2.1.7 schon dargestellt, sind Versorgung, Verbrauch und Entsorgung über bestimmte Stoff- und Produktströme miteinander verknüpft. Abbildung 2.1.8 zeigt in differenzierterer Form, welche realen Güter- bzw. Rückstands- und Abfallströme zwischen den einzelnen Prozessen des technisch-ökonomischen Systems fließen. Auf die Einbeziehung auch des Energieflusses und des Flusses der verteilten, also nicht kontrollierten Materie (der dissipierten Stoffe) wird auch hier aus Vereinfachungsgründen verzichtet.

In Abbildung 2.1.8 bildet die natürliche Umwelt — ähnlich wie in Abbildung 2.1.7 — die Außenschale und das technisch-ökonomische System (als Teil der kultürlichen Umwelt) die Innenschale. Diese ist hier aber tabellarisch gestaltet. Die Zeilen der Tabelle stellen die wesentlichen Prozesse des technisch-ökonomischen Systems dar, und zwar von oben nach unten die Produktion bzw. Versorgung (vierfach untergliedert), die Behandlung von Abfällen und den Ge- und Verbrauch von Gütern.

81. Die Spalten der tabellarischen Darstellung sind in die zwei Gruppen Ver- und Entsorgung unterteilt — gemäß dem Bild der „zwei Seiten einer Medaille". In der linken Hälfte (mittlerer Abbildungsteil) sind unter „Versorgung" die verschiedenen Schritte der Stoffumwandlung und -veredlung spaltenweise aufgeführt, nämlich die

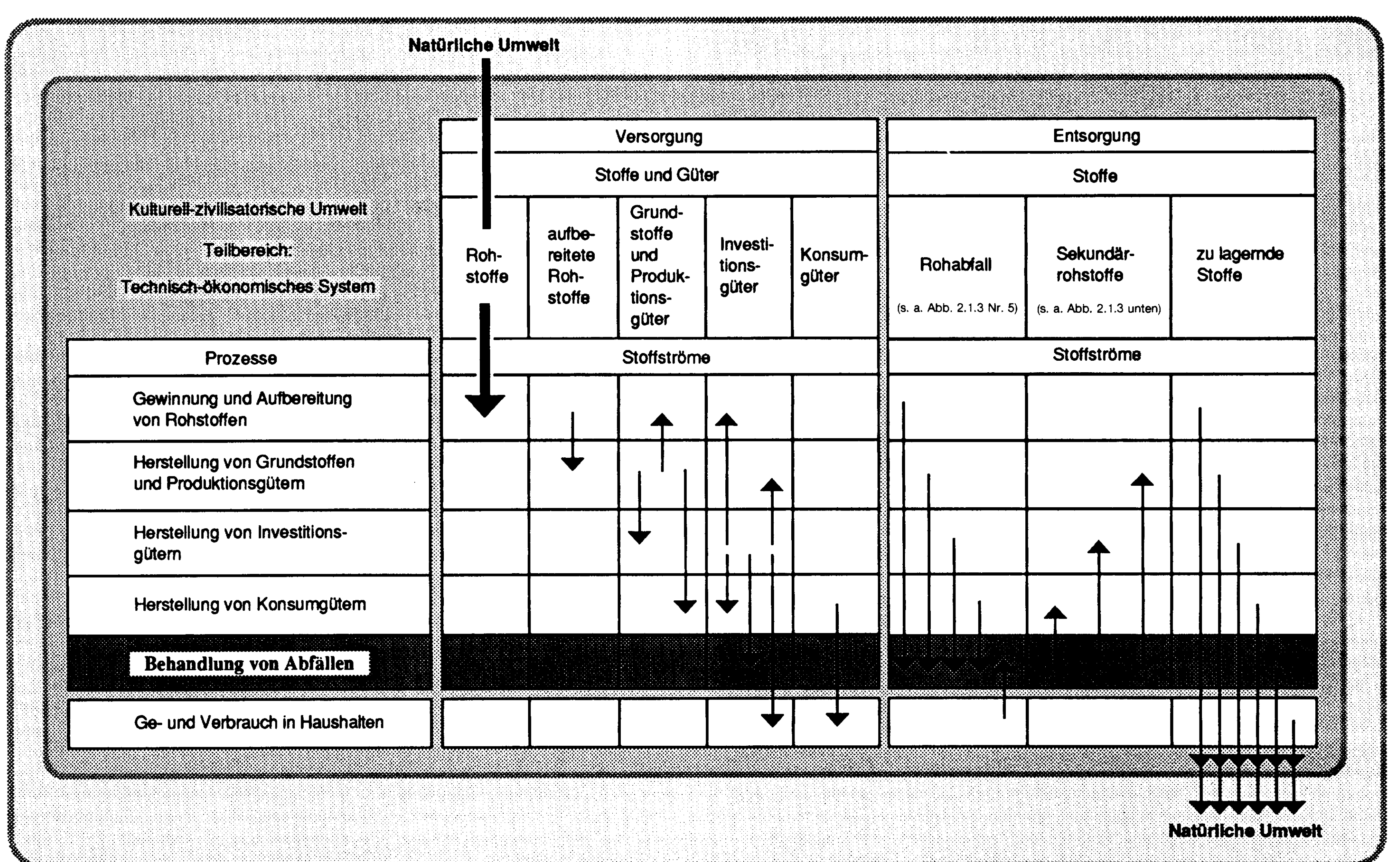
- gewonnenen und aufbereiteten Rohstoffe (z. B. Erdöl),
- Grundstoffe (z. B. chemische Produkte),
- Investitionsgüter (z. B. Maschinen und Geräte),
- Konsumgüter (z. B. Nahrungsmittel).

Die Pfeile und ihre Richtung zeigen, wie die vier Haupt-Produktionsprozesse typischerweise durch die Stoff- bzw. Produktströme miteinander verbunden sind. So fließen Endprodukte der Investitionsgüterindustrie (z. B. Elektrogeräte) und der Konsumgüterindustrie (z. B. Nahrungsmittel) in den Verbrauchsbereich (unterste Zeile). Die einzige primäre Stoffzufuhr in den Versorgungs- bzw. Produktionsbereich (mittlerer Abbildungsteil) sind die der natürlichen und kultürlichen Umwelt entnommenen Rohstoffe (zur Ressourcenproblematik s. Tz. 1992).

82. In der rechten Hälfte der tabellarischen Darstellung, der „anderen Seite der Medaille", sind durch die Pfeile die in den Versorgungs- und Verbrauchsprozessen anfallenden nicht erwünschten bzw. nichtnut-

Abbildung 2.1.8

Stoffströme im technisch-ökonomischen System



Quelle: SRU, in Anlehnung an GEORGESCU-ROEGEN 1977

zenstiftenden Kuppelprodukte dargestellt, also die Stoffströme der Entsorgung. In der Spalte „Rohabfälle" fließen sämtliche Ströme in den Abfallbehandlungsprozeß, wo sie eine Behandlung in Richtung Verwertung oder umweltverträgliche Ablagerung (Beseitigung) erfahren. Die erwünschten Produkte der Verwertung fließen in die Versorgung zurück (Spalte „Sekundärrohstoffe", Pfeile nach oben; s. auch Abb. 2.1.3 unten rechts).

Die rechte Spalte dokumentiert schließlich, daß bisher aus allen Prozessen der Produktion, des Verbrauchs und auch der Entsorgung zu lagernde Stoffe in die kultürliche und natürliche Umwelt gelangten. Hierin kommt zum einen die den stofflichphysischen Wirtschaftsprozeß kennzeichnende Gesetzmäßigkeit zum Ausdruck, daß in allen Veredlungsvorgängen verfügbare, nutzbare Materie letztlich in nicht verfügbare, nicht weiter nutzbare Materie umgewandelt wird (Tz. 56 ff.), zum anderen wird dokumentiert, daß bisher viele der zu lagernden Stoffe an der Abfallbehandlung vorbei in die Umwelt gelangt sind (SRU, 1989). Die optimale Behandlung gefaßter stofflicher Emissionen ist dann erreicht, wenn diese Spalte nur noch einen Pfeil, nämlich den Stoffstrom aus der Abfallbehandlung in die kultürliche/natürliche Umwelt, enthält.

83. In der Praxis besteht zwischen Versorgung und Entsorgung immer noch eine erhebliche Diskrepanz, die in erster Linie für Umweltbelastungen und -schäden verantwortlich ist. Der eigentlich notwendige übergreifende Systemansatz blieb bisher weitgehend außer acht. Während Produktion, Distribution und Verwendung von Waren und Dienstleistungen in meist geordneten, gut ausgebauten und aufeinander abgestimmten Kanälen ablaufen, bestimmen auf der Abfallseite Unordnung und Zufälligkeit weitgehend den Stofffluß. Einer hochentwickelten Versorgungsinfrastruktur steht eine unterentwickelte Entsorgungsinfrastruktur gegenüber. Unterentwickelt deshalb, weil die Entsorgung eben noch nicht gebührend in die wirtschaftlichen Entscheidungen und Handlungen einbezogen wird. Solange die Entsorgung noch diese Nebenrolle spielt, ist der Begriff „Abfallwirtschaft" eher als Forderung zu interpretieren.

Es muß daher erreicht werden, Versorgung und Entsorgung kreislaufartig möglichst so miteinander zu verbinden, daß die „Abprodukte" nur in solchen Konzentrationen, Mengen und Zusammensetzungen in den Naturhaushalt zurückgegeben werden, wie dieser sie schadlos aufnehmen kann. Um die Stoffflüsse zu optimieren, müssen die Transport- und Umwandlungsvorgänge in der Natur wie in den technischen Einrichtungen beobachtet, verstanden und gesteuert werden; zukünftig sollte der Schwerpunkt bei der Steuerung der technischen Anlagen nach ökologischen Zielen liegen (TRAUBOTH, 1987).

2.1.6 Zusammenfassung

84. Die in den voranstehenden Abschnitten detailliert beschriebenen Funktionen und Stoffflüsse zeigen zum einen, wie die Teilsysteme der kultürlichen Umwelt über die realen Stoffströme funktional miteinander verbunden sind und wo die Übergangsstellen zur natürlichen Umwelt liegen, zum anderen zeigen sie die Hauptfunktionen, Kreisläufe und Stoffflüsse innerhalb der Abfallwirtschaft.

Die Darstellung soll zum Ausdruck bringen, daß das gesamte Abfallproblem zwar nicht hundertprozentig lösbar, aber doch steuerbar ist — nämlich hinsichtlich der Mengen der Stoffe, der Geschwindigkeit, mit der die Stoffwandlungsprozesse ablaufen, und der Auswahl der Stoffe, die in die Prozesse einbezogen werden bzw. einfließen. Abfallprobleme sind freilich nur zu einem Teil Mengenprobleme; viele Abfälle sind — von ihrer Menge weitgehend unabhängig — wegen ihres Schadstoffgehalts gefährlich.

85. Um die Ansatzpunkte für Steuerungsmöglichkeiten im gesamten Wirtschaftsprozeß, also sowohl auf der Versorgungs- als auch der Entsorgungsseite, besser veranschaulichen zu können, wäre es erforderlich, die mit den Pfeilen gekennzeichneten Stoffströme in den Abbildungen 2.1.7 und 2.1.8 nach Maßgabe ihrer mengenmäßigen Relationen und ihres Gefährlichkeitsgrades zu kennzeichnen. Der Rat würde es begrüßen, wenn die wirkungsanalytischen und statistischen Grundlagen hierfür möglichst rasch geschaffen bzw. verbessert werden könnten.

2.2 Rechtliche Grundlagen der Abfallwirtschaft

2.2.1 Historische Entwicklung abfallrechtlicher Zielsetzungen

Die Entwicklung der Ziele moderner Abfallgesetzgebung (Tab. 2.2.1) läßt sich in drei Phasen unterteilen:

Erste Phase

86. In den 60er Jahren rückten durch das gesteigerte Abfallaufkommen und dessen veränderte Zusammensetzung die Unzulänglichkeiten im Umgang mit Abfall in das allgemeine Bewußtsein. Veranlaßt durch ein entsprechendes Ersuchen von Bundestagsabgeordneten aus dem Jahre 1962 (BT-Drucksache IV/587) legte die Bundesregierung 1963 einen ersten Bericht zum Problem der Abfallbeseitigung (BT-Drucksache IV/945) vor, dem 1966 ein zweiter Bericht (BT-Drucksache V/248) folgte. Hierin wurde die technische und organisatorische Seite angesprochen; ein legislatorischer Ansatz blieb ausgeklammert.

Die in der Folgezeit erarbeiteten Vorschläge für eine rechtliche Ordnung des Problems konzentrierten sich auf die ordnungsgemäße Beseitigung von Abfällen; sie zielten zu diesem Zweck auch auf eine drastische Verringerung der Ablagerungsstandorte (erstes Arbeitspapier des damals zuständigen BMA 1966; Referentenentwurf 1968). Das Bewußtsein der Abfallproblematik war — aus heutiger Sicht — noch wenig differenziert. Bezeichnend war die am klassischen Polizei- und Ordnungsrecht („Gefährdung von Sicherheit und Ordnung") und dem Gesundheitsschutz („Gefahren für die Volksgesundheit in seuchen- und allgemeinhygienischer Hinsicht") orientierte Diktion. Der seuchenhygienische Aspekt wurde auch vom Umweltprogramm 1971 (BT-Drucksache VI/2710) und vom Abfallgesetz (BT-Drucksache VI/2401, S. 7ff., S. 16; VI/3154) betont, wobei wegen der damals noch nicht ausdrücklich eingeräumten Bundeskompetenz zur Regelung des Abfallwesens verfassungsrechtliche Erwägungen mitgespielt haben mögen. An dieser Stelle ist darauf hinzuweisen, daß sich mit einer ordnungsgemäßen, insbesondere mit dem Wohl der Allgemeinheit im Sinne von § 2 AbfG vereinbaren Abfallbeseitigung in jener Zeit andere Begriffsinhalte verknüpften als heute, nämlich hygienische Gefahren, Staub- und Geruchsbelästigung, Brandgefahren, ästhetische Aspekte. Ursache für dieses Begriffsverständnis war das tiefgreifende Defizit abfalltechnischer und wirkungsbezogener Kenntnisse, wie es das Umweltprogramm der Bundesregierung 1971 feststellt (BT-Drucksache VI/2710, Materialien, S. 40). Die zunächst ins Auge gefaßte Niederlegung technischer Regeln in einer TA Abfall (BT-Drucksache VI/2401, S. 27; VI/2710, Materialien, S. 59) wurde bald wegen des immensen Ausmaßes der Aufgabenstellung als erst mittel- bzw. langfristig realisierbar betrachtet.

87. Bereits in der ersten Phase wurden die von der Ablagerung ausgehenden Gefahren für die Umwelt, insbesondere durch die Belastung von Grund- und Oberflächenwasser gesehen. Dominant war aber die Vorstellung, daß mit einem Unterbinden der ungeordneten Ablagerung Umweltgefahren weitgehend ausgeschaltet werden könnten, während es hinsichtlich der Auswirkungen des geregelten Deponiebetriebs auf das Grundwasser noch an einer tragfähigen Datenbasis fehlte (BT-Drucksache VI/2710, Materialien, S. 43).

Schon während der Beratung der Vorlage des Abfallgesetzes kamen Zielsetzungen, die über die erste Phase hinausgingen, zum Ausdruck. Gefordert wurde die Rückführung des verwertbaren Abfalls in den Rohstoff- und Energiekreislauf als Maßnahme eines präventiven Umweltschutzes (BT-Protokoll 6/134. Sitzung, S. 7834); auf die auch vom geordneten Deponiebetrieb ausgehenden Umweltgefahren wurde hingewiesen (BT-Protokoll 6/175. Sitzung, S. 10119). Diese Betrachtungen fanden aber nicht Niederschlag in entsprechenden Normen.

Zweite Phase

88. In der Folge der Ölkrise von 1973 erhielt der Verwertungsgedanke beträchtlichen Auftrieb. Motiviert war er in erster Linie vom Bestreben der Ressourcenschonung und Minderung der Abhängigkeit von Rohstoffimporten durch gezielte Nutzbarmachung der Abfälle als Sekundärrohstoff aus wirtschaftlichen Gründen. Daneben waren auch primär auf den Umweltschutz zielende Anliegen (Anwendung umweltfreundlicher Produktionsverfahren, Rückführung in biologische Kreisläufe) zu verzeichnen (Abfallwirtschaftsprogramm 1975, BT-Drucksache 7/4826, S. 3f.). Zunächst fand das Verwertungsgebot nur Niederschlag im Bundes-Immissionsschutzgesetz von 1974. Dagegen blieb die Verankerung im Abfallgesetz zunächst bescheiden: Die 1. Novelle (BT-Drucksache 7/2593) beschränkte sich darauf, den Betriebsbeauftragten für Abfall zu verpflichten, auf die Einführung von Verfahren zur Reduzierung und Wiederverwendung von Abfall hinzuwirken. Im Vordergrund der Novelle stand das Streben nach einer Verbesserung des auf Abfallbeseitigung zugeschnittenen Instrumentariums von 1972. Der Versuch einer stärkeren Umsetzung des Abfallwirtschaftsprogrammes durch ein entsprechendes Novellierungsvorhaben (BT-Drucksache 8/3887) scheiterte in der 8. Legislaturperiode an starken Widerständen (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1a Rn. 1). Zwar wurde an dieser Intention von der Bundesregierung auch in den folgenden Legislaturperioden festgehalten (KREFT, 1982, S. 105), doch machten konkrete Mißstände (Probleme bei der Klärschlammverwertung, Unzulänglichkeiten bei der Kontrolle grenzüberschreitender

Tabelle 2.2.1

Historische Entwicklung abfallrechtlicher Zielsetzungen

	Ausgangslage und Motivation	Ziele	Umsetzung der Ziele in Normen (nur soweit die Grundprinzipien Vermeidung, Verwertung, Beseitigung betroffen)
Aktivitäten in den 60er Jahren	erstarkendes Problembewußtsein der Unzulänglichkeiten des Abfallwesens; Ansatzpunkte a) Seuchenhygiene b) öffentliche Sicherheit und Ordnung c) Wohl der Allgemeinheit	ordnungsgemäße Abfallbeseitigung; Verringerung der Anzahl von Abfalldeponien	
Umweltprogramm 1971	verschärfter Problemdruck Ansatzpunkt: primär Seuchenhygiene	ordnungsgemäße Abfallbeseitigung; Verringerung der Anzahl von Abfalldeponien	
AbfG 1972	verschärfter Problemdruck Ansatzpunkt: primär Seuchenhygiene	ordnungsgemäße Abfallbeseitigung; Verringerung der Anzahl von Abfalldeponien	§§ 1, 4ff. AbfG
BImSchG 1974	1973 Ölkrise, Club-of-Rome-Studie „Grenzen des Wachstums" — Erkenntnis der Endlichkeit bestimmter Ressourcen — Abfall als Sekundärrohstoff — Entlastung der Abfallbeseitigung — Minderung der Importabhängigkeit	Verwertung	§ 5 Nr. 3 BImSchG
Abfallwirtschaftsprogramm 1975	" " "	Verwertung; Ansätze zur Vermeidung bestimmter Sonderabfälle durch Verbot	
1. Novelle AbfG 1976	Defizite im Überwachungsbereich, sekundär: 1. Schritt zur Umsetzung des Abfallwirtschaftsprogramms	Steigerung der Effektivität der Beseitigung; Ansätze zur Verwertung	§ 11b Abs. 1 Nr. 4 (gewisse Befugnisse des Betriebsbeauftragten für Abfall)
BT-Vorlage zum Forschungs- und Entwicklungsprogramm auf dem Gebiet der Rückgewinnung von Industrie- und Hausmüll (Sekundärrohstoffe) der Europäischen Gemeinschaft 1978	Erfassen von Reststoffen/Abfällen als Sekundärrohstoffe — Ausnutzung „alternativer" Rohstoffquellen — Entlastung der Abfallbeseitigung als Reflex: Umweltschutz	Verwertungsforschung durch Bereitstellung von Forschungsmitteln	

noch Tabelle 2.2.1

	Ausgangslage und Motivation	Ziele	Umsetzung der Ziele in Normen (nur soweit die Grundprinzipien Vermeidung, Verwertung, Beseitigung betroffen)
Umweltgutachten 1978	Altlastenproblem bewußt gemacht	Sanierung und Rekultivierung von Altablagerungen	
gescheitertes Novellierungsvorhaben zum AbfG 8. Legislaturperiode	Umsetzung des Abfallwirtschaftsprogramms 1975 i. S. e. Verstärkung der *Tendenz* zu einem Abfallwirtschaftsgesetz	Verstärkung der Verwertung	
2. Novelle AbfG 1981	Gesetzesreparatur: Repressive Erfassung der bereits normierten und praktizierten Klärschlammverwertung wg. Schadstoffbelastungen und aus hygienischen Gründen	schadlose Klärschlammverwertung	§ 15 AbfG
3. Novelle AbfG 1984	Gesetzesreparatur: Sofortmaßnahmen aus Anlaß spektakulärer Mißbrauchsfälle (Seveso-Fässer)	Kontrolle grenzüberschreitender Abfallbeseitigung	
2. Novelle BImSchG 1986	langfristige, nicht bloß reaktive Steuerung der Stoffströme — neben Rohstoffeinsparung Berücksichtigung der Schadstoffakkumulation in der Umwelt (Hintergrund: vielfältige, bekannt gewordene Grundwasserkontaminationen durch Abfalldeponien)	Vermeidung und Verwertung	Neufassung von § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG
4. Novelle AbfG 1985	" " "	Vermeidung und Verwertung	1) *Vermeidung:* § 1a Abs. 1 § 14 Abs. 1 Nr. 4 AbfG 2) *Verwertung:* § 1 Abs. 2; § 1a Abs. 2; § 3 Abs. 2 Satz 3 und 4; § 14 Abs. 2 Nr. 2—4; § 14 Abs. 1 Nr. 3 AbfG

Quelle: SRU

Abfallbeseitigung) ein rasches Reagieren des Gesetzgebers notwendig. Mit der 2. und 3. Novelle zum Abfallgesetz (BT-Drucksachen 9/667 und 10/849) wurden entsprechende Regelungen als vordringlich vorgezogen. Eine prinzipielle Neuorientierung des Abfallrechts wurde einer weiteren Novelle vorbehalten.

Dritte Phase

89. Die dritte Phase der Entwicklung des Abfallrechts unterscheidet sich von der vorangegangenen durch eine andere Schwerpunktsetzung: War die Verwertung zuvor primär unter dem Aspekt der Abfallnutzung als Sekundärrohstoff aus wirtschaftlichen Gründen gesehen worden, so lag nun die Betonung mehr auf der Verhinderung einer Akkumulation von Schadstoffen und der davon ausgehenden Umweltbelastungen (BT-Drucksache 10/2885). Folgerichtig wurde nun von der 2. Novelle zum Bundes-Immissionsschutzgesetz von 1986 und der 4. Novelle zum Abfallgesetz nicht nur die Verwertung gegenüber der Ablagerung gestärkt, sondern auch die Vermeidung einbezogen.

90. Die 4. Novelle zum Abfallgesetz hat auch die maßgebliche Terminologie verändert. An Stelle der Begriffe der Verwertung und Beseitigung von Abfällen wird nunmehr der zusammenfassende Begriff der Entsorgung verwendet (§ 1 Abs. 2 AbfG). Um den jeweiligen überwiegenden Zweck abfallwirtschaftlicher Maßnahmen und der dazu benötigten Anlagen klar hervortreten zu lassen, verwendet der Rat in seinem Gutachten weiterhin die Begriffe Verwertung und Beseitigung (Tz. 42ff.). Der Begriff Entsorgung wird nur dann benutzt, wenn dies im Hinblick auf den Wortlaut der jeweiligen Regelung unabdingbar war oder zur Beschreibung von Sachverhalten, die die Verwertung und Beseitigung gleichermaßen betreffen.

2.2.2 Stellung des Abfallrechts innerhalb des Umweltrechts

91. Ursprünglicher Zweck des Abfallrechts war es, die Gefahren, die aus dem Unterlassen einer notwendigen Beseitigung auf der einen und einer unsachgemäßen Beseitigung auf der anderen Seite resultierten, zu verhüten. Die später einsetzenden Bemühungen um einen Übergang von der Abfallbeseitigung zu einer Abfallwirtschaft (Tz. 88) sowie ein komplexer werdendes und zunehmend systemübergreifendes Verständnis der Umwelt und ihrer Belastungen haben an das Abfallrecht eine vielschichtigere Aufgabenstellung herangetragen (BT-Drucksache 7/5684, S. 52). Da das Abfallgesetz nicht primär auf den Schutz eines einzelnen Mediums bezogen ist, sind die konzeptionellen Voraussetzungen für die Umsetzung der erweiterten Aufgabenstellung an sich vergleichsweise günstig. Als Beleg dürfen die mit der 4. Novelle verfolgten Anliegen gelten. Jedoch gibt es eine Reihe von Hemmnissen.

92. Eine der zentralen Fragen einer Abfallwirtschaft, nämlich die Lenkung von Stoffströmen (Abschn. 2.1.4—2.1.6), verlangt nach Regelungen, weit bevor die Entscheidung ansteht, ob und wann eine Sache zu Abfall wird. Das Abfallrecht hat bisher nur begrenzte Ansätze eines derartigen „Vorfeldschutzes" entwickelt. Überdies steht es insoweit neben dem anlagenbezogenen Umweltrecht, insbesondere dem Immissionsschutzrecht. Eine Einflußnahme auf die Verfahrens und Produktinnovation mit dem Ziel der Vermeidung späterer Abfallprobleme erfolgt auch außerhalb des Abfallrechts nur in Ausnahmefällen. Sie ist bisher weitgehend wirkungslos geblieben.

93. Ebenso dürfen diejenigen Verfahren nicht außer acht gelassen werden, die funktional der Beseitigung von Abfall entsprechen, ohne dem Abfallrecht zu unterfallen. Angesprochen sind die Verfahren zur Abwasserbehandlung und die Verfahren zur Minderung der Emission von Stoffen in die Luft. Es bedarf einer Verknüpfung des Abfallrechts mit anderen Materien des Umweltrechts. Sie darf sich nicht auf eine bloße Abgrenzung beschränken, sondern muß eine Koordinierung der Lenkungsinstrumente in den Fachgesetzen bewirken, zu einer Harmonisierung der rechtlichen Standards für hinnehmbare Umweltbelastungen und Umweltrisiken beitragen und Belastungsverlagerungen entgegenwirken. Ein solcher koordinierender Ansatz des Gesetzgebers findet sich zwar recht früh ansatzweise in § 5 Nr. 3 BImSchG 1974 in der Gestalt des Verwertungsgebotes für Reststoffe aus genehmigungsbedürftigen Anlagen und wird mit der Neufassung von § 5 Abs. 1 Nr. 3 durch die 2. Novelle zum Bundes-Immissionsschutzgesetz verstärkt. Gleichwohl erscheint es in Anbetracht des beschränkten Anwendungsbereichs und der Anwendungsprobleme dieser Norm verfrüht, von einer Harmonisierung und Koordinierung der Instrumente zu sprechen, die sich auf „Abprodukte" insgesamt beziehen.

94. Schließlich sind die Strukturen des Abfallrechts seit dem Inkrafttreten des Abfallgesetzes in seiner ursprünglichen Fassung im Jahre 1972 zunehmend unübersichtlicher geworden. Verstärkt wird diese Entwicklung dadurch, daß entscheidende materiell abfallrechtliche Regelungen außerhalb des Abfallgesetzes im Bundes-Immissionsschutzgesetz getroffen wurden. Die Handhabbarkeit des Abfallrechts wird dadurch erschwert, daß

- die öffentliche Verwertung dem Abfallrecht zugewiesen ist, während die private Verwertung zum Teil dem Immissionsschutzrecht unterliegt,
- § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG nur eine Aussage darüber trifft, wann Reststoffe aus genehmigungsbedürftigen Anlagen verwertet werden müssen (ob die Vorschrift auch Verwertungsvorgänge regelt, die freiwillig erfolgen oder ob insoweit Abfallrecht gilt, ist zweifelhaft),
- das Verhältnis von freiwilliger privater Verwertung im Anwendungsbereich des Abfallgesetzes und dem objektiven Abfallbegriff nicht ausdrücklich geregelt ist,
- auf bestimmte Abfälle (Klärschlamm, Wirtschaftsdünger) nur einzelne Regeln des Abfallrechts anwendbar sind und

— bestimmte Reststoffe (Reststoffe nach § 2 Abs. 3 AbfG sowie Altöle) auch im Falle der privaten Verwertung einzelnen Vorschriften des Abfallgesetzes genügen müssen.

95. Erhebliche inhaltliche Disharmonien, Überschneidungen und Kompetenzkonflikte ergeben sich insbesondere aus der „Zweigleisigkeit" des materiellen Abfallrechts in bezug auf Reststoffe oder Abfälle aus der Produktion genehmigungsbedürftiger Anlagen. Es ist unklar, ob die Begründung von Verwertungspflichten sowie die Ordnung der Verwertung von Reststoffen ausschließlich dem Immissionsschutzrecht (sowie anderer anlagenbezogenen Regelungen wie dem Baurecht) und der Zuständigkeit der Immissionsschutzbehörden unterliegt oder ob diese vom Abfallrecht und der Zuständigkeit der Abfallbehörden überlagert werden, mit der Folge, daß die Abfallbehörde nach Abfallrecht zusätzliche Verwertungsgebote begründen oder die Art und Weise der Verwertung regeln kann. Umgekehrt bestehen Zweifel, ob Immissionsschutzrecht und die für den Vollzug zuständige Behörde knappen Deponieraum „autonom", d. h. entsprechend immissionsschutzrechtlichen Wertungen unabhängig von den Abfallbehörden, bewirtschaften können. Die anlagenbezogene Perspektive des Immissionsschutzrechts und die mengen- und stoffbezogenen Konzeption des Abfallrechts stehen hier unverbunden nebeneinander. Für einen weiten Anwendungsbereich des Immissionsschutzrechts im Bereich der Verwertung spricht nach Auffassung des Rates, daß diese Genehmigungsbehörden über permanente Kontroll- und Steuerungsinstrumente verfügen, um Vermeidung und Verwertung von Reststoffen in der Anlage ständig durchzusetzen und Verwertungsvorgänge zu ordnen (SALZWEDEL, 1989, S. 822). Da ihre Entscheidungen aufgrund der Wechselwirkungen zwischen Verwertung und Beseitigung aber Auswirkungen auf die Abfallströme haben, sie insofern „Problemlieferanten" für die Abfallbehörden sind, müßte eine Verknüpfung mit den in der abfallwirtschaftlichen Rahmenplanung festgelegten Zielsetzungen insbesondere über eine Bindung an die Abfallbeseitigungspläne und eine Beteiligung der Abfallbehörden nach § 10 Abs. 5 BImSchG erfolgen; dies ist einer Doppelzuständigkeit vorzuziehen. Im Bereich der Beseitigung besitzen dagegen die Abfallbehörden größere Sachnähe und Kontrollmöglichkeiten und sollten grundsätzlich zur Bewirtschaftung knapper Beseitigungsmöglichkeiten nach Abfallrecht zuständig sein; hieraus ergibt sich die Notwendigkeit einer grundsätzlichen Bindung der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsbehörden an diese Vorgaben.

2.2.3 Anwendungsbereich des Abfallgesetzes

2.2.3.1 Der Abfallbegriff als Kriterium zur Bestimmung des Anwendungsbereichs des Abfallgesetzes

96. Der Abfallbegriff unter Einschluß seiner Untergliederungen und äußeren Abgrenzungen besitzt eine erhebliche praktische Bedeutung. Er entscheidet, in welchem Umfang Stoffströme dem Abfallgesetz zu unterstellen sind. Damit besteht ein enger Sachzusammenhang zu dem Umgang mit Stoffen außerhalb des Abfallgesetzes. Dieser zeigt sich insbesondere darin, daß die Verwertung von (Rest-)Stoffen teils innerhalb, teils außerhalb des Anwendungsbereichs des Abfallgesetzes liegt. Insbesondere erfaßt das Abfallrecht nicht alle Reststoffe, da Reststoffe aus der Produktion genehmigungsbedürftiger Anlagen dem Bundes-Immissionsschutzgesetz unterliegen; für solche aus nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen gilt das Abfallrecht. Andererseits wird der Regelungsgegenstand des Abfallgesetzes durch dessen § 2 Abs. 3 erweitert: Nach dieser Vorschrift sind auf bestimmte Verwertungsvorgänge, die an sich außerhalb des Abfallgesetzes geregelt sind, einzelne Vorschriften des Abfallgesetzes anwendbar. Vergleichbare Regelungen finden sich in den §§ 5, 5 a, 5 b und 15 AbfG. Damit zeigt sich, daß das Abfallrecht an seinen Randzonen Unschärfen aufweist, die mit der bloßen Anwendung der Begriffsbestimmungen nicht zu überwinden sind. Als ergänzendes Element zur Abgrenzung des Anwendungsbereichs muß eine wertende, das Gesamtsystem von Produktion, Verwendung, Verwertung und Beseitigung erfassende Betrachtung erfolgen.

Den Begriffsbestimmungen in § 1 Abs. 1 AbfG folgend wird allgemein zwischen dem subjektiven, dem objektiven und dem erweiterten Abfallbegriff unterschieden. Allen drei Begriffen ist gemein, daß sie sich nur auf bewegliche Sachen beziehen. Verunreinigtes Erdreich beispielsweise kann daher erst mit dem Aushub zu Abfall werden (SCHWACHHEIM, 1989, S. 129f.; SRU, 1989, Tz. 868).

2.2.3.2 Subjektiver Abfallbegriff

97. Das Abfallgesetz erklärt in § 1 Abs. 1 Satz 1 bewegliche Sachen, „deren sich der Besitzer entledigen will", zu Abfall (sog. subjektiver Abfallbegriff). Bereits dieser — scheinbar eindeutig formulierte — subjektive Abfallbegriff gestattet nicht immer eine sichere Abgrenzung.

Überwiegend wird angenommen, daß die Entledigung der alleinige Zweck der Gewahrsamsaufgabe sein muß. Tritt ein anderer Zweck — z. B. die Veräußerung, eine wirtschaftlich anerkennenswerte andere Verwendung oder die Verwertung — hinzu, so ist der subjektive Abfallbegriff nicht erfüllt. Selbst wenn der Besitzer im Einzelfall für die Abnahme der Sache zur Verwertung ein Entgelt zahlt, handelt es sich grundsätzlich nicht um Abfall; dies gilt jedenfalls dann, wenn das Entgelt niedriger ist als die für die Abfallbeseitigung sonst anfallende Gebühr (BARTELS, 1987, S. 19f.; FRANSSEN, 1982, S. 409; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 Rn. 6; SCHWERMER, 1988, § 1 Rn. 15; anderer Meinung: VGH Kassel, ZfW 1974, S. 363; BayVGH, NuR 1988, S. 391f.). Wenn beim Abfallbesitzer ein Entledigungswille vorhanden ist, hebt die Absicht eines Verwerters, der die Sachen erhalten hat, deren — subjektive — Abfalleigenschaft für die Zukunft auf und schließt die weitere Anwendung des Abfallgesetzes aus (BVerwG, DÖV 1983, S. 601; VGH Kassel, UPR 1986, S. 440). Anders ist dies kraft der besonderen Regelung des § 1 Abs. 1 Satz 2

AbfG nur bei Überlassung an die entsorgungspflichtige Körperschaft oder einen von ihr beauftragten Dritten.

Umgekehrt ist der vorhandene Entledigungswille unbeachtlich, soweit das immissionsrechtliche Verwertungsgebot nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG eingreift (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 Rn. 8). Ist § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG nicht anwendbar, insbesondere bei nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen, so hat der subjektive Abfallbegriff noch nicht ohne weiteres zur Folge, daß die Abfälle zu beseitigen sind. Vielmehr kann sich aus § 3 Abs. 4 AbfG trotz des Entledigungswillens des Abfallbesitzers ein Verwertungsgebot für diesen nach Abfallrecht ergeben.

2.2.3.3 Objektiver Abfallbegriff

2.2.3.3.1 Meinungsstand

98. Während der subjektive Abfallbegriff für die Wegwerfgesellschaft kennzeichnend ist (FRANSSEN, 1982, S. 410), besteht die Funktion des objektiven Abfallbegriffs (§ 1 Abs. 1 Satz 1, 2. Alt. AbfG) vor allem darin, einen umweltbelastenden Umgang mit bestimmten potentiell gefährlichen Sachen zu unterbinden. Die Konturen des objektiven Abfallbegriffs sind jedoch wegen kontroverser Auffassungen über die Auslegung dieses Begriffs und wegen einer unzureichenden Abgrenzung gegenüber der Verwertung von Stoffen unscharf.

Der objektive Abfallbegriff setzt voraus, daß die Entsorgung einer Sache zur Wahrung des Wohls der Allgemeinheit geboten ist. Einigkeit besteht darüber, daß das Wohl der Allgemeinheit die Schutzgüter des § 2 Abs. 1 AbfG umfaßt. Umstritten ist dagegen, ob es weitere Elemente enthält. Nach einer vor allem in der Rechtsprechung verbreiteten Auffassung darf die Sache weder ein Wertobjekt noch ein Wirtschaftsgut darstellen (Bay ObLG, NVwZ 1984, S. 134; OLG Hamm, NuR 1980, S. 134). Nach überwiegender Meinung besitzen der Handelswert und die objektive Verwertbarkeit allenfalls indizielle Bedeutung. Entscheidend ist danach einzig, ob eine (nachhaltige) Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit einträte, wenn eine Entsorgung der betreffenden Sache als Abfall unterbliebe (OVG Münster, UPR 1989, S. 230; VGH Kassel, UPR 1986, S. 440; BARTELS, 1987, S. 25f.; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 Rn. 9; JUNG, 1990, § 1 Anm. 1.3). Nach allgemeiner Auffassung ist dem Merkmal des „Gebotenseins" in § 1 Abs. 1 AbfG zu entnehmen, daß nicht bereits jede Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit dem objektiven Abfallbegriff genügt. Vielmehr ist entweder die Verdichtung zu einer Gefahr im polizeirechtlichen Sinn erforderlich (BARTELS, 1987, S. 24) oder das Gebotensein im Wege einer Abwägungsentscheidung festzustellen; die Entscheidung, ob Abfall im objektiven Sinne vorliegt, ist danach durch einen wertenden Vergleich der privaten Verwertungsinteressen mit den potentiell beeinträchtigten Belangen des Wohls der Allgemeinheit zu treffen (FRANSSEN, 1982, S. 410f.; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 Rn. 10; SCHWERMER, 1988, § 1 Rn. 30).

2.2.3.3.2 Objektive Gefährlichkeit

99. Von einem objektiven Abfallbegriff zu sprechen ist insoweit irreführend, als auch bei der Bestimmung des Anwendungsbereiches von § 1 Abs. 1 Satz 1, 2. Alt. AbfG nicht nur auf objektive Merkmale zurückgegriffen werden kann. Insbesondere läßt sich eine objektive Gefährlichkeitsschwelle, jenseits derer sich ein Stoff zwangsläufig zu Abfall verwandelt, nicht formulieren. Abgesehen von den Extremfällen (zumindest für das Inland) einschränkungsloser Produktions- und Verwendungsverbote (Tz. 101) bringen die einschlägigen Umweltgesetze gerade zum Ausdruck, daß im Rahmen der jeweiligen rechtlichen Vorgaben auch die Nutzung von Stoffen mit hohem und höchstem Gefahrenpotential zulässig ist. Ein einzig auf den Wortsinn der „potentiellen Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit" ausgerichtetes Verständnis des objektiven Abfallbegriffes vermag diese Einschränkung nicht schlüssig zu erklären. Weder die Einstufung als gefährlicher Stoff nach § 3 Ziff. 3 ChemG noch die Einstufung als wassergefährdender Stoff nach § 19 g Abs. 5 WHG haben per se die Behandlung als Abfall zum Ziel. Nicht einmal § 2 Abs. 2 AbfG beschreibt Sachen, die unter allen Umständen als Abfall zu entsorgen wären. Auch hier soll eine sinnvolle, mit den umweltrelevanten Regelungen außerhalb des Abfallrechts vereinbare Nutzung nicht unterbunden werden. Daß ein und derselbe Stoff einmal § 2 Abs. 2 AbfG unterfallen kann und ein anderes Mal als Wirtschaftsgut zu behandeln ist, belegt § 2 Abs. 3 AbfG auf anschauliche Weise. § 2 Abs. 2 AbfG bildet also nicht gewissermaßen den harten Kern des objektiven Abfallbegriffs.

100. Die Bestimmung des objektiven Abfallbegriffs muß also diejenigen Voraussetzungen miterfassen, die zu der objektiven Gefährlichkeit einer Sache hinzu treten müssen, um diese Sache der Regelung des Abfallrechts unterstellen zu können. Sie muß vor allem eine stimmige Grenzziehung zu anderen Formen des Umgangs mit Stoffen, namentlich der Verwendung und der Verwertung, aber auch schon der Herstellung ermöglichen.

101. Gezielt hergestellte Stoffe und Produkte, deren Verwendung noch nicht beendet ist, stellen grundsätzlich keinen Abfall dar. Dies ergibt sich aus dem Vorhandensein von Regelungen, die die ordnungsgemäße Verwendung und damit mittelbar die Herstellung betreffen. Auch soweit — etwa nach Pflanzenschutz-, Arzneimittel oder Lebensmittelrecht — Verwendungsverbote bestehen, wird die betreffende Sache nicht notwendig zu Abfall, sofern anderweitige Anwendungsmöglichkeiten offenstehen. Selbst wenn solche Anwendungsmöglichkeiten nicht gegeben sind, ist noch die Zulässigkeit einer Verwertung, das heißt einer Nutzbarmachung durch vorangehende Veränderung der stofflichen Eigenschaften, zu prüfen (ALTENMÜLLER, 1978, S. 31; FRANSSEN, 1982, S. 411; von LERSNER, 1981, S. 3). Etwas anderes wird man nur dann annehmen müssen, wenn aufgrund von § 17 ChemG, § 14 AbfG oder eines Einzelfallgesetzes ein materielles Herstellungs- und Verwendungsverbot statuiert wird. Ein Beispiel liefert das DDT-Gesetz. Zugleich läßt sich aus den genannten Normen ein Umkehrschluß gewinnen. Soweit nicht schon die Her-

stellung und Verwendung materiell unzulässig sind, kann sich die Abfalleigenschaft auch wenig erwünschter Stoffe erst aus weiteren Umständen ergeben.

2.2.3.3.3 Sachwert

102. Das Fehlen eines Sachwertes liefert kein aussagekräftiges Kriterium zur Identifizierung objektiven Abfalls und ist auch nur in günstigen Fällen von indiziellem Wert. Auch bei Sachen mit sehr niedrigem Gefährdungspotential ist es denkbar, daß ein Markterlös nicht erzielbar ist. Andererseits kann ein Reststoff mit hohem Gefährdungspotential durchaus mit Gewinn abgesetzt werden. Dies gilt umso mehr, wenn man den Differenzerlös aus den eingesparten — möglicherweise beträchtlichen — Beseitigungskosten einbezieht.

103. Darüber hinaus gilt auch für den objektiven Abfallbegriff, daß die Abfallentsorgung zwar die öffentlich-rechtliche, nicht aber die private Verwertung einschließt. Wollte man nun auf den Sachwert abstellen, so würde damit generell die private Verwertung von Sachen unterbunden, bei der kein Markterlös erzielt wird, deren private Kosten aber geringer als die Kosten der Beseitigung sind. Damit wäre der Anwendungsbereich der privaten Verwertung unabhängig von ihrem Gefährdungspotential im Einzelfall erheblich eingeschränkt. Neben den Aspekt der Sachwidrigkeit tritt ein gesetzessystematisches Argument: § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG, nach dem dem Betreiber einer genehmigungsbedürftigen Anlage die private Verwertung von Reststoffen aufgegeben werden kann, stellt nicht auf den Sachwert des Reststoffes, sondern auf die Zumutbarkeit der Verwertung ab. Der Sachwert ist kein geeignetes Kriterium für eine Lösung der Konkurrenz von freiwilliger privater Verwertung und öffentlich-rechtlicher Abfallentsorgung vor dem Hintergrund unterschiedlicher Umweltbelastung und unterschiedlicher Kosten.

2.2.3.3.4 Gebotensein

104. Das zur Ergänzung der empirisch feststellbaren Gefährlichkeit notwendige normative Element des objektiven Abfallbegriffs findet sich in dem in § 1 Abs. 1 Satz 1, 2. Alt. AbfG enthaltenen Merkmal des Gebotenseins (ALTENMÜLLER, 1978, S. 31; FRANSSEN, 1982, S. 411). Aufgrund seines normativen Charakters läßt es eine Abwägungsentscheidung zwischen dem privaten Interesse an einer Verwertung und dem Bedürfnis zu, hoheitlich auf eine Sache zum Zweck ihrer Entsorgung als Abfall in einer zugelassenen Anlage zuzugreifen (BARTELS, 1987, S. 27). Das Merkmal des Gebotenseins bezeichnet damit eine Schnittstelle von fundamentaler Bedeutung für die Anwendung des Abfallrechts überhaupt. Schwierigkeiten bereitet jedoch die Entwicklung geeigneter rechtlicher Kriterien, mit deren Hilfe beurteilt werden kann, ob im Einzelfall die Entsorgung geboten ist.

105. Es ergeben sich grundsätzlich zwei Lösungsmöglichkeiten. Entweder wird der objektive Abfallbegriff heteronom durch Bezugnahme auf die Wertungen all derjenigen Vorschriften bestimmt, die Anforderungen an Verwertungsvorgänge stellen. Solche Vorschriften finden sich in erster Linie im Immissionsschutzrecht, aber auch im Wasser- und Bauordnungsrecht für die Verwertung von Reststoffen in nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen, soweit andere Umwelteinwirkungen als Luftverunreinigungen und Lärm verursacht werden, sowie für die Verwertung außerhalb von Anlagen. Nur wenn diese Vorschriften nicht eingehalten sind oder nicht eingehalten werden können, wäre der Reststoff nach dem objektiven Abfallbegriff als Abfall einzuordnen. Werden Stoffe, die die Umwelt potentiell gefährden, in diesem Sinne umweltunschädlich verwertet, wäre eine Abfallentsorgung nicht geboten; dies gälte erst recht, wenn die Stoffe als solche ungefährlich sind und nur der Verwertungsvorgang einer Kontrolle bedarf (KUTSCHEIDT, 1986, S. 623; SCHWERMER, 1988, § 1 Rn. 28; TETTINGER, 1988, S. 43; anderer Meinung: VGH Kassel, UPR 1986, S. 440; VGH München, 1988, S. 391 f.). Die Alternative geht dahin, daß dem Abfallrecht eine eigenständige Wertung hinsichtlich der Frage zugestanden wird, wann ein Reststoff als objektiver Abfall anzusehen ist.

106. Praktisch kommt die eigenständige Wertung der bezugnehmenden recht nahe, besitzt ihr gegenüber aber Vorzüge. Die Nähe beider Wertungsmodelle ergibt sich daraus, daß das in § 1 Abs. 1, 2. Alt. AbfG genannte Merkmal des Gebotenseins für eine Auffüllung durch die Wertungen der jeweiligen Fachgesetze offen ist. Der Vorteil der eigenständigen abfallrechtlichen Wertung liegt aber darin begründet, daß sie eine vergleichende Betrachtung der jeweiligen Umweltbelastungen und Risikopotentiale erlaubt, die von der privaten Verwertung und der Beseitigung als Abfall ausgehen. Damit besitzt eine Abgrenzung, die auch Wertungen des Abfallrechts mit einbezieht, eine lückenschließende Funktion. Da die Vielzahl jetzt und künftig denkbarer Verwertungsmöglichkeiten keineswegs umfassend geregelt ist, handelt es sich um ein nicht unwichtiges Regulativ für Grenzfälle. In der Regel darf der Abfallbesitzer privat verwerten oder verwerten lassen. Hieraus folgt, daß auch Zulassung und Betrieb der Verwertungsanlagen nicht dem Abfallrecht, sondern dem Immissionsschutz- und Baurecht unterliegen.

107. Beim Fehlen gesetzlicher Maßstäbe und gegebenenfalls in Ergänzung hierzu läßt sich der Begriff des Gebotenseins im Wege der Auslegung zunächst im Hinblick auf die Wertigkeit des bedrohten Schutzgutes, die Art und Menge des Stoffs und die Intensität der Gefahr konkretisieren (BVerwG, DÖV 1983, S. 601; VGH Kassel, UPR 1986, S. 440; OVG Lüneburg, UPR 1986, S. 229; BARTELS, 1987, S. 27). Die Auslegung kann aber nicht bei einer am Leitbild des polizeirechtlichen Gefahrenbegriffs orientierten Betrachtung stehenbleiben. Die von der privaten Verwertung ausgehenden Gefahren sind nicht allein maßgeblich. Vorsorgender Umweltschutz verlangt darüber hinaus nach einer komplexen vergleichenden Bewertung der durch private Verwertung und öffentlicher Entsorgung zu erwartenden Risiken. Dazu zählen einerseits Umweltrisiken

— durch den Verwertungsvorgang,

— durch das Verwertungsprodukt bei dessen bestimmungsgemäßer Nutzung,

— durch die spätere Beseitigung des Verwertungsprodukts

und andererseits Umweltrisiken

— durch die Behandlung der Abfälle,

— durch die Ablagerung der eventuell vorbehandelten Abfälle.

Eine solche — an der Bewertung von mehrschichtigen „Lastpaketen" (Abschn. 2.1.3) orientierte — Auslegung des Begriffs des Gebotenseins steht aber vor dem Problem, daß anwendbare Bewertungsmaßstäbe weitgehend fehlen. Außerdem ist auch noch eine Abstimmung mit dem Verwertungsgebot notwendig.

2.2.3.3.5 Notwendige Abstimmung mit Verwertungsgebot

108. Dem Abfallrecht neuer Prägung liegt ein dem reinen Risikovergleich (Lastpaketgedanke) gegenläufiges Element zugrunde, nämlich die Grundentscheidung des Gesetzgebers zugunsten der Verwertung.

Diese ist zwar gegenüber der Beseitigung nicht mit einem uneingeschränkten Vorrang ausgestattet, es handelt sich aber um einen tendenziellen Vorrang. Dieser tendenzielle Vorrang bleibt nicht auf die öffentliche, im Rahmen des § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG stattfindende Verwertung beschränkt. Vielmehr findet er sich auch bei ausgeschlossenen Abfällen nach § 3 Abs. 4 AbfG und ist außerhalb des Abfallgesetzes in § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG sogar zur Genehmigungsvoraussetzung erhoben worden.

Bei der Bewertung von Belastungen und Risiken verschiedener Formen des Umgangs mit potentiell umweltgefährdenden Reststoffen auf der einen und dem tendenziellen Vorrang der Verwertung gegenüber der Beseitigung auf der anderen Seite handelt es sich um ungleichartige Gesichtspunkte. Sie angemessen zueinander in Beziehung zu setzen, stößt daher auf Schwierigkeiten. Aus der Grundsatzentscheidung des Gesetzgebers zugunsten der Verwertung läßt sich indessen folgern, daß dem Gedanken des Vergleichs von „Lastpaketen" lediglich die Funktion eines Korrekturfaktors zukommt.

109. Die Handhabbarkeit des Maßstabes des Gebotenseins wird zusätzlich erschwert durch die Tatsache, daß der objektive Abfallbegriff auf die Entsorgung insgesamt abstellt, die Entsorgungsdefinition in § 1 Abs. 2 AbfG aber auch diejenige Verwertung mit einschließt, die dem Abfallrecht unterstellt ist. Es ist daher zu fragen, ob die öffentliche, dem Regime des Abfallrechts unterliegende Verwertung anstelle einer privaten, sich regelmäßig nach Immissionsschutzrecht vollziehenden Verwertung „geboten" sein kann (so wohl VGH Kassel, UPR 1986, S. 440f.). Der Entstehungsgeschichte der Neufassung des § 1 Abs. 1 und 2 AbfG durch die 4. Novelle läßt sich nicht entnehmen, daß der Gesetzgeber einen Primat der öffentlichen vor der privaten Verwertung vorsehen wollte. Er hat sich vielmehr darauf beschränkt, mit § 2 Abs. 3 AbfG eine bloße Ermächtigung zur Einführung eines Kontrollinstruments für das Befördern, Behandeln und Lagern gefahrträchtiger privat zu verwertender Stoffe zu schaffen. Die öffentliche Verwertung als Teil der Abfallentsorgung kann sich darüber hinaus nur im Einzelfall gegenüber einer privaten Verwertung durchsetzen, wenn letztere verfahrensbedingt nicht ordnungsgemäß und schadlos durchführbar ist. Der objektive Abfallbegriff rechtfertigt aber keine abfallrechtliche Präventivkontrolle der privaten Verwertung (anders VGH Kassel, UPR 1986, S. 440f.).

2.2.3.4 Erweiterter Abfallbegriff

110. Der in § 1 Abs. 1 Satz 2 AbfG enthaltene sogenannte „erweiterte Abfallbegriff" stellt eine Ausnahme zum subjektiven Abfallbegriff dar. Er gilt aber nur bei der Entsorgung durch die öffentliche Hand oder durch von dieser beauftragte Dritte. Weil entledigte Sachen, die keinen objektiven Abfall darstellen, in der Hand des Neubesitzers, wenn dieser verwerten will, ihre Abfalleigenschaft verlieren würden, will das Gesetz ein Schwanken derselben Sache zwischen Wirtschaftsgut und Abfall unterbinden (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 Rn. 11). Die Regelung hat aber den Nachteil, daß private Verwerter, soweit sie für die öffentliche Hand arbeiten, voll dem Abfallrecht unterliegen; Anlagen, die nur nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz zugelassen sind, können nicht eingeschaltet werden. Der Rat ist der Ansicht, daß diese Behinderung durch eine Neuregelung beseitigt werden sollte. Wird die Kontrolle über Verwertungsbetriebe je nach der Herkunft der Stoffe unterschiedlichen gesetzlichen Regelungen und Behörden unterworfen, so führt dies zu ungleichen Wettbewerbsbedingungen bei der Verwertung. Darüber hinaus ergeben sich ungleiche Produktionsbedingungen für Produkte aus Sekundärrohstoffen gegenüber solchen aus Primärrohstoffen, ohne das dem belegbare Vorteile für die Umwelt gegenüberstehen. Der Verwertungsvorgang unterscheidet sich nicht wesentlich von anderen Produktionsvorgängen, in denen mit gefährlichen Stoffen umgegangen wird. Eine abfallrechtliche Kontrolle über den Verbleib und die Deklarierung der Abfälle bleibt ohne weiteres gewährleistet. Dem Interesse der Abfallbehörden zur Geringhaltung der Abfallströme auf Ausnutzung aller Verwertungsmöglichkeiten hinzuwirken und eine angemessene räumliche Entsorgungsstruktur sicherzustellen, kann durch zwingende Beteiligung bei Entscheidungen der Immissionsschutzbehörde sowie durch Anwendung des § 6 AbfG Rechnung getragen werden (zur Anwendung dieses Konzepts auf Anlagen zur Behandlung zu deponierender Stoffe vgl. Abschn. 2.3.3.3).

Soweit der objektive Abfallbegriff Anwendung findet und daher der Entledigungswille unmaßgeblich ist, spielt die Regelung des § 1 Abs. 1 Satz 2 AbfG keine Rolle. Ebenfalls unberührt bleibt die sich außerhalb des Abfallgesetzes vollziehende Verwertung. Hierzu zählt die Eigenverwertung, die Verwertung durch vom Abfallbesitzer beauftragte Dritte und solche Dritte, die sich durch gewerbliche sowie karitative Sammlung in den Besitz der Sache setzen. Die „second hand"-Wirtschaft, die in einigen Konsum-

bereichen eine gewisse Bedeutung erlangt hat, wird durch das Abfallrecht nicht behindert.

2.2.3.5 Den Abfällen gleichgestellte Stoffe

111. Eine Reihe von Sachen bzw. Stoffgruppen ist unter gewissen Bedingungen dem Abfallgesetz auch dann unterstellt, wenn diese weder dem subjektiven noch dem objektiven Abfallbegriff unterfallen.

Autowracks

112. Autowracks werden vom Abfallgesetz in § 5 gesondert erfaßt. Allerdings trifft § 5 Abs. 1 AbfG keine von den zuvor dargestellten Abfallbegriffen abweichende Regelung (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 5 Rn. 4 und 13). Unter welchen Bedingungen ein Kraftfahrzeug rechtlich als Abfall anzusehen ist, kann also nur nach Lage des Einzelfalls entschieden werden. Die Bedeutung des § 5 Abs. 1 AbfG liegt vielmehr darin, daß Anlagen zur Behandlung von Autowracks auch dann nach den Bestimmungen des Abfallrechts errichtet und betrieben werden müssen, wenn die Autowracks ein Wirtschaftsgut darstellen. Bis zur 4. Novelle galt dies auch für Anlagen zur Lagerung oder Behandlung von Altreifen.

Altöle

113. Mit der 4. Novelle zum Abfallgesetz sind nunmehr auch Altöle dem Abfallgesetz unterstellt und zwar auch dann, wenn sie Wirtschaftsgüter darstellen (BARTELS, 1987, S. 184). Insbesondere die stofflichen und technischen Voraussetzungen der Wiederaufarbeitung von Altölen sowie die zugehörigen Probe- und Analyseverfahren finden ihre Ausgestaltung in der Altölverordnung vom 27. Oktober 1987 (BGBl. I, S. 2335). Dürfen Altöle einer Aufarbeitung aufgrund ihrer stofflichen Belastung nicht zugeführt werden oder unterbleibt die Aufarbeitung aus wirtschaftlichen Gründen, so kommt die thermische Verwertung in Anlagen, die dem BundesImmissionsschutzgesetz unterfallen oder die Beseitigung als Abfall in Anlagen, die dem Abfallgesetz unterliegen, in Betracht.

Über das Verhältnis von Aufarbeitung, privater thermischer Verwertung und Beseitigung als Abfall trifft § 5a AbfG keine Aussage. Es ist daher davon auszugehen, daß die allgemeine Rangbestimmung von Verwertung und Beseitigung (Abschn. 2.2.7.1.1) auch für Altöle gilt. Infolgedessen läßt sich eine Privilegierung der stofflichen Verwertung (Aufarbeitung) vor der thermischen Verwertung (Verbrennung unter Energiegewinn) derzeit nicht begründen (Abschn. 4.5.2.7).

Klärschlamm und Wirtschaftsdünger

114. § 15 Abs. 1 Satz 1, Abs. 2 und 5 AbfG enthält eine Sonderregelung für die Aufbringung von Klärschlamm und ähnlichen Stoffen auf Böden. Diese Regelung stellt einen Spezialfall der als umweltverträglich gewollten Verwertung dar, welche sich außerhalb von Anlagen im Sinne des Abfallgesetzes oder des Bundes-Immissionsschutzgesetzes vollzieht. Durch § 15 Abs. 1 Satz 1 AbfG wird nicht der subjektive bzw. objektive Abfallbegriff verändert (FRANSSEN, 1982, S. 412; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 15 Rn. 3). Vielmehr dient die Vorschrift der einheitlichen Steuerung des Umgangs mit Klärschlamm und gleichgestellten Stoffen aus hygienischen und ökologischen Gründen (FRANßEN, 1982, S. 412). Wegen der Ausgestaltung der Schadstoffgehalte, insbesondere wegen der Auswahl der Parameter, kann auf das Sondergutachten des Rates „Umweltprobleme der Landwirtschaft" (SRU, 1985, Tz. 714) verwiesen werden.

115. Wirtschaftsdünger (Jauche, Gülle oder Stallmist) wird in § 15 Abs. 1 Satz 2, Abs. 2, 3 AbfG einzelnen Bestimmungen des Abfallgesetzes unterstellt, wenn das übliche Maß landwirtschaftlicher Düngung überschritten ist. Dieser Maßstab beinhaltet die für das Pflanzenwachstum notwendige Zufuhr essentieller Nährstoffe und orientiert sich am Bedarf der Pflanzen in Abhängigkeit von der Ertragshöhe. Er ist von seiner Zielrichtung her nicht bezogen auf den Gewässerschutz und die Schutzgüter des § 2 Abs. 1 AbfG (insbesondere im Hinblick auf Nährstofftransporte auf die Nummern 2 und 5, soweit dort der Arten- und Naturschutz angesprochen wird).

Der Rat hat in seinem Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft" (SRU, 1985, Tz. 1196, 1263ff., vgl. ferner Tz. 453ff., 536f., 549, 810ff.) zu dieser Problematik eingehend Stellung bezogen. Da seitdem die tatsächlichen und rechtlichen Gegebenheiten unverändert fortbestehen, mag in diesem Zusammenhang die Feststellung genügen, daß die von § 15 Abs. 1 Satz 2 AbfG gezogene Grenze zwischen Wirtschaftsgut und Abfall nicht mit derjenigen des § 1 Abs. 1 AbfG (objektiver und wohl auch subjektiver Abfallbegriff) kongruent ist. Dementsprechend beurteilt sich die Frage, ob eine Beseitigung erfolgen muß oder ob eine Aufbringung erfolgen kann, anders als in § 1 Abs. 1 AbfG nicht nach dem Wohl der Allgemeinheit. Der Maßstab des Wohls der Allgemeinheit spielt erst bei der Frage, wie beseitigt werden darf, eine Rolle.

116. Eine korrigierende Auslegung des Merkmals „übliches Maß der landwirtschaftlichen Düngung" ist auf der Grundlage des geltenden Rechts wiederholt vorgeschlagen worden (BARTELS, 1987, S. 179, HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 15 Rn. 16, PREUSKER, 1982, S. 263). Auf Länderebene liegen in Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein Regelungen zur Bestimmung des Maßes landwirtschaftlicher Düngung vor (SRU, 1985, Tz. 1265).

Der niedersächsische Runderlaß (Nds. MBl. 1983, S. 437) unternimmt in seiner Ziffer 2 den Versuch, landwirtschaftliche Düngung nur dann als üblich zu bezeichnen, wenn sie keine negative ökologische Auswirkungen nach sich zieht. Die dort und ebenfalls in der nordrhein-westfälischen Gülleverordnung festgelegten Tierzahlen je Düngeeinheit und die daraus resultierenden Höchstmengen zulässiger Düngung erscheinen allerdings als zu hoch gegriffen, um eine Minimierung der Einträge in das Grundwasser zu er-

reichen. Zu dieser Minimierung bedarf es weiterer Instrumente (Abschn. 3.2.9).

2.2.3.6 Materielles Abfallrecht außerhalb des Abfallgesetzes

2.2.3.6.1 Reststoffe im Sinne von § 5 Abs. 1 Nr. 3 Bundes-Immissionsschutzgesetz

117. In gewissem Umfang werden in § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG Produktionsreststoffe dem Zugriff des Abfallgesetzes und der Abfallbehörde entzogen und einem immissionsschutzrechtlichen Vermeidungs- und Verwertungsgebot unterworfen. Die Regelung gilt nur für genehmigungsbedürftige Anlagen, während nicht genehmigungsbedürftige Anlagen dem Abfallgesetz unterliegen.

118. Was unter Reststoffen zu verstehen ist, definiert das BundesImmissionsschutzgesetz nicht. Die bislang entwickelten Definitionen unterscheiden sich zwar im Wortlaut, nicht jedoch dem Gehalt nach (BREUER, 1985, S. 20). Kennzeichnend ist, daß die Herstellung des betreffenden Stoffes nicht vom Anlagenbetreiber intendiert ist, das heißt nicht dem Betriebszweck entspricht. Es läßt sich also von einem herrschenden subjektiven Reststoffbegriff sprechen. Aus dem Anlagenbezug des § 5 BImSchG ist zu folgern, daß nur solche Stoffe, die gelegentlich der Produktion anfallen, nicht jedoch Produktionsanlagen selbst den Reststoffbegriff erfüllen. Allerdings ist darauf hinzuweisen, daß die Nr. 3 des § 5 Abs. 1 BImSchG von vornherein für solche Stoffe nicht gilt, die als Emissionen bereits von Nr. 1 und 2 erfaßt werden. Andererseits betrifft Nr. 3 auch solche Stoffe, die in ein Gewässer eingeleitet werden könnten. § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG will weder für Abwässer eine Bereichsausnahme vom Vermeidungs- und Verwertungsgebot schaffen, noch die Beseitigung als Abfall unter Ausschluß der Beseitigung als Abwasser festschreiben. BREUER (1985, S. 21) hat daher vom Reststoff als „Vorschaltbegriff" gesprochen.

Mit dem subjektiven Reststoffbegriff gelangt man insbesondere auch bei der Beurteilung der Kuppelproduktion (Tz. 36, Abschn. 2.4.1.2) zu befriedigenden Ergebnissen: Über die Chancen des Absatzes von Kuppelprodukten entscheidet letztlich der Markt. Ihn zu antizipieren gehört zum Kernbereich der unternehmerischen Entscheidung. Erweist sich diese im nachhinein als dauerhaft nicht realisierbar, so kann der fortdauernde Vermarktungswille unbeachtlich sein (Tz. 97). Ein objektiver Reststoffbegriff würde demgegenüber sehr weitgehend in die unternehmerische Produktgestaltung eingreifen. Auch die als Ausnahmeregelungen zu begreifenden § 17 Abs. 1 ChemG und § 14 Abs. 1 Nr. 4 AbfG lassen den Umkehrschluß zu, daß ein solcher Eingriff auf breiter Front vom Gesetzgeber nicht gewollt worden ist. Eine objektive Korrektur des subjektiven Reststoffbegriffs ist nur insoweit erforderlich, als die Stoffe in einer nachgeschalteten Anlage zur Minderung von Emissionen oder Einleitungen erzeugt werden; hier handelt es sich nach der Verkehrsauffassung regelmäßig nicht mehr um Stoffe, auf deren Erzeugung der Betrieb gerichtet ist, mögen sie auch auf dem Markt absetzbar sein und die Absatzchancen die Wahl des Reinigungsverfahrens beeinflußt haben (REBENTISCH, 1989, S. 211).

119. Der Reststoffbegriff eignet sich nicht zur Grenzziehung gegenüber dem Abfallbegriff des Abfallgesetzes. Diese Abgrenzung wird vom Umfang zulässiger bzw. gebotener Verwertung bestimmt. Die Abgrenzung richtet sich grundsätzlich nach Immissionsschutzrecht; Abfallrecht kommt erst zum Zuge, wenn ein Reststoff das Nadelöhr des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG passiert hat (OVG Saarlouis, NVwZ 1990, S. 491; FLUCK, 1989, S. 410f.; KUTSCHEIDT 1988, S. 623; REBENTISCH, 1989, S. 211; anderer Meinung: VGH Kassel, UPR 1986, S. 440f.). In sachlicher Hinsicht findet sich auch im Rahmen des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG der zuvor angesprochene Konflikt zwischen der Verwertung und dem dem objektiven Abfallbegriff zugewiesenen Bereich (Tz. 104 ff.). Dies gilt insbesondere, wenn der Betreiber freiwillig selbst verwertet oder verwerten läßt, zugleich aber von einer Beseitigung als Abfall geringere Umweltbelastungen oder -risiken ausgehen würden (ALTENMÜLLER, 1978, S. 31).

120. Die zur Beurteilung der „Schadlosigkeit" der Verwertung heranzuziehenden Umweltnormen bieten hier eine immissionsschutzrechtliche Problemlösung, da man ihre Anforderungen in Relation zu den Vor- und Nachteilen der Abfallbeseitigung auslegen kann und sie damit auch ein vergleichendes Element enthalten (FLUCK, 1989, S. 410f.; REHBINDER, 1989, S. 502f.). Nicht dagegen ist auf den objektiven Abfallbegriff abzustellen, der über die Beachtung der Anforderungen der für den Verwertungsvorgang maßgeblichen Fachgesetze hinaus eine eigenständige abfallrechtliche Wertung jedenfalls erlauben und ein Zugriffsrecht der Abfallbehörden begründen würde (REBENTISCH, 1989, S. 211; REHBINDER, 1989, S. 502f.; anderer Meinung: VGH Kassel, UPR 1986, S. 440; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 Rn. 8). Es ist grundsätzlich Sache des Immissionsschutzrechts, zu entscheiden, ob Reststoffe aus genehmigungsbedürftigen Anlagen dort oder von Dritten verwertet werden dürfen, oder ob sie wegen ihrer Gefährlichkeit in den Regelungsbereich des Abfallrechts entlassen werden. Nur die Immissionsschutzbehörden verfügen über Instrumente ständiger Kontrolle und Steuerung, um Vermeidung und Verwertung im Produktionsbereich durchzusetzen (SALZWEDEL, 1989, S. 22). Die anlagenbezogenen Umweltgesetze enthalten eine dem Abfallrecht grundsätzlich gleichwertige Ordnung des Verwertungsvorgangs einschließlich der Zulassung von Verwertungsanlagen (Tz. 229ff.). Im übrigen bleibt der Weg über eine Verordnung nach § 2 Abs. 3 AbfG offen. Die Ermächtigung erfaßt Reststoffe jedenfalls dann, wenn sie die Anlage des Reststofferzeugers verlassen (anderer Meinung FLUCK, 1990, S. 262f.). Anlagenbezogene Regelungen können in dieser Verordnung allerdings nicht getroffen werden; für solche Regelungen kann nur § 7 Abs. 1 BImSchG als Rechtsgrundlage herangezogen werden. Es erscheint auch nicht sinnvoll, danach zu unterscheiden, ob die Zumutbarkeitskriterien nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG im Einzelfall erfüllt sind und der Betreiber zur Verwertung gezwungen werden kann oder ob er freiwillig verwertet. Die Umweltbelastungen durch den Ver-

wertungsvorgang sind davon unabhängig. Störungen der Abfallwirtschaftsplanung dürften in diesem Bereich nicht besonders ins Gewicht fallen.

121. Im Rahmen des Immissionsschutzrechts kommt ein Vergleich von „Lastpaketen" (Abschn. 2.1.3) in den Ausnahmefällen in Betracht, in denen es an technischen Verwertungsregeln fehlt oder diese Vorschriften im Einzelfall nicht anwendbar sind.

122. Eine Einordnung eines Reststoffs als Abfall wäre auch denkbar, wenn die Beseitigung als Abfall nicht geboten ist, aber die Abfallbehörde die Unterwerfung einer privaten Verwertung unter das Abfallrecht wegen der Gefährlichkeit der Reststoffe anstrebt. In diesem Fall wären die Vorschriften der Abfallnachweisverordnung und die auf Abfallentsorgungsanlagen bezüglichen Regelungen auf die private Verwertung anwendbar. Eine solche Ausdehnung des objektiven Abfallbegriffs auf Kosten des Immissionsschutzrechts würde die private Verwertung erheblich erschweren. Auch hier gilt der Vorrang der umweltbezogenen Anforderungen des Immissionsschutz-, Wasser- und Baurechts, die für die betreffenden Anlagen gelten, da sonst die gesetzliche Wertung, die der bloßen Verordnungsermächtigung nach § 2 Abs. 3 AbfG zur Gleichstellung von Reststoffen mit Abfällen zugrunde liegt, unterlaufen würde (Tz. 109).

123. Liegen die Voraussetzungen für eine Pflicht zur Vermeidung oder Verwertung von Reststoffen nicht vor, so qualifiziert § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG den Stoff als Abfall und unterstellt ihn den Regelungen des Abfallgesetzes — oder nach Maßgabe der Abgrenzung von Abwasser und Abfall (Tz. 124) dem Wasserrecht —, ohne daß es einer Prüfung des subjektiven bzw. objektiven Abfallbegriffs bedürfte. Allerdings spricht das Bundes-Immissionsschutzgesetz auch in seiner novellierten Fassung von Beseitigung als Abfall, während das Abfallgesetz seit der — zeitlich späteren — 4. Novelle den Begriff der Entsorgung verwendet. Diese terminologische Differenz wäre von praktischer Bedeutung, wenn sie eine Verwertung der Abfälle nach § 3 Abs. 2 und Abs. 4 AbfG völlig ausschlösse. Ein derartiger Vorrang des Immissionsschutzrechts führt zu vernünftigen Ergebnissen, soweit den Betreiber einer nach Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigungsbedürftigen Anlage gleichzeitig eine Eigenentsorgungspflicht nach § 3 Abs. 4 AbfG trifft, was häufig der Fall sein wird. Hier ist eine erneute Prüfung der Verwertungspflicht durch die Abfallbehörde nach den Maßstäben des Abfallgesetzes nicht sinnvoll. Ihre abfallwirtschaftlichen Zielvorstellungen kann die Abfallbehörde im Rahmen der Beteiligung nach § 10 Abs. 5 BImSchG einbringen. Werden die betreffenden Abfälle aber zulässigerweise der zuständigen öffentlich-rechtlichen Körperschaft als Abfall überlassen, und ist diese wirtschaftlich und technisch zur Verwertung in der Lage, erweist sich die Annahme einer auf die Beseitigung beschränkten Verweisung auf das Abfallgesetz als sachlich ungerechtfertigte Einschränkung des abfallrechtlichen Vorrangs der Verwertung. Insoweit ist eine Begriffskorrektur des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG dahingehend angezeigt, daß die weiteren abfall- bzw. abwasserseitigen Entscheidungen von dieser Vorschrift nicht gesteuert werden.

2.2.3.6.2 Stoffe, die in ein Gewässer eingeleitet werden

124. Die 4. Novelle zum Abfallgesetz hat mit der im § 1 Abs. 3 Nr. 5 vorgenommenen Ausklammerung von Stoffen, die in ein Gewässer eingeleitet werden, den Streit um die Abgrenzung von Abfällen und Abwasser nur zum Teil entschärft. Stoffe, die in ein Gewässer eingeleitet worden sind, unterliegen ausschließlich dem Wasserrecht. Da in § 1 Abs. 3 Nr. 5 AbfG nunmehr der Begriff Abwasser nicht mehr verwandt wird, sondern schlicht von Stoffen die Rede ist, werden damit auch nichtwässrige Reststoffe von den Normen des Abfallgesetzes freigestellt, sofern sie — und das ist das eigentlich konstitutive Moment — in ein Gewässer eingeleitet werden. Damit ist noch kein Urteil über die wasserrechtliche Zulässigkeit der Einleitung (einschließlich strafrechtlicher Gesichtspunkte) getroffen. Im Schrifttum wird jedoch vielfach die Auffassung vertreten, daß Stoffe, deren Einleitung noch nicht erfolgt, sondern nur beabsichtigt ist, dann dem Abfallrecht unterliegen, wenn die Einleitung nach den Vorschriften des Wasserrechts oder des kommunalen Satzungsrechts unzulässig ist (BREUER, 1987, S. 79f., 195f.; SALZWEDEL, 1989, S. 827; SCHWERMER, 1988, § 1 Rn. 74f.). Insofern bleibt weiterhin eine Abgrenzung von Abfall und Abwasser erforderlich. Die Novelle hat danach die für Unternehmen und Behörden entscheidende Frage, ob anfallende flüssige Reststoffe als Abwasser oder als Abfälle zu entsorgen sind, nicht geklärt. Soll eine zulässige Einleitung aus einer nach Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigungspflichtigen Anlage erfolgen, so ist in jedem Fall vorab zu prüfen, ob eine Verwertung technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist (BREUER, 1985, S. 18f.). Nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG kann dann im Einzelfall eine Minderung der Schadstofffracht über § 7a WHG hinaus verlangt werden, sofern die betreffende Maßnahme zumutbar ist (BREUER, 1985, S. 19; FLUCK, 1989, S. 411). Im übrigen ist darauf hinzuweisen, daß auch bei der Festlegung von Einleitungsbegrenzungen für gefährliche Stoffe nach dem Stand der Technik Gesichtspunkte der Vermeidung und Verwertung zu berücksichtigen sind; insofern enthält § 7a WHG Abfallrecht im materiellen Sinne.

2.2.3.6.3 § 17 Abs. 1 Nr. 1 und 2 Chemikaliengesetz

125. Auch nach der Novellierung von § 14 AbfG besteht die Möglichkeit, Verbote und Beschränkungen auf § 17 Abs. 1 Nr. 1 und 3 ChemG wegen abfallseitiger Probleme zu stützen. Freilich hat die Neufassung des Abfallgesetzes den Anwendungsbereich des Chemikaliengesetzes insoweit beschränkt.

Einer Berücksichtigung abfallseitiger Gefahren von gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Erzeugnissen steht § 2 Abs. 1 Nr. 4 ChemG, der Abfälle vom Anwendungsbereich des Gesetzes ausnimmt, nicht entgegen. Regelungen nach § 17 Abs. 1 Nr. 1 und 3 ChemG zielen darauf ab, die Entstehung von solchen Abfällen, die als in erhöhtem Maße gefährlich erkannt

worden sind, bereits im Vorfeld verhindert werden soll (REHBINDER et al., 1985, § 2 Rn. 90, 96; REHBINDER, 1988, S. 203).

126. Allerdings hat die Neufassung des § 14 AbfG neben einer bedeutenden Ausdehnung des Anwendungsbereichs in Absatz 1 Nr. 4 eine Neubestimmung von Schutzzweck und Eingriffsbefugnissen mit sich gebracht, die im wesentlichen § 17 Abs. 1 Nr. 1 und 3 ChemG entspricht. Für die abfallseitigen Gefahren des Inverkehrbringens von Stoffen, Zubereitungen und Erzeugnissen verdrängt § 14 Abs. 1 Nr. 4 AbfG daher als zeitlich jüngere Regelung nunmehr das Chemikaliengesetz. § 17 Abs. 1 ChemG erfaßt jedoch neben dem Inverkehrbringen in seiner Nr. 1 das Verwenden und Herstellen „nd in seiner Nr. 3 das — ungewollte — Anfallen von Stoffen. Wenn § 14 AbfG auch insoweit verdrängend wirken sollte, würde dies voraussetzen, daß der Gesetzgeber eine abschließende Regelung beabsichtigt hat. Für eine solche Annahme liefert aber das Gesetzgebungsverfahren (BT-Drucksache 10/2885, S. 12, 17f., 45f.) keine Anhaltspunkte.

2.2.3.6.4 Sonstige Bereiche

Tierkörper

127. Die separate Erfassung von Tierkörpern, Tierkörperteilen und Erzeugnissen tierischer Herkunft im Tierkörperbeseitigungsgesetz (TierKBG) ist nicht ohne Kritik (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 Rn. 22; FRANSSEN, 1982, S. 405) geblieben. Bemängelt wird unter anderem, daß

- das Tierkörperbeseitigungsgesetz in weiten Teilen überflüssige Parallelregelungen zum Abfallgesetz enthält,
- die Bezugnahme in § 3 Abs. 1 TierKBG auf „toxische" Stoffe ohne sachlichen Grund von der Regelung des § 2 Abs. 1 AbfG abweicht,
- eine generelle Freistellung der Tierkörperbeseitigungsanlagen von dem überörtlichen Planungsinstrumentarium des Abfallgesetzes unangebracht sei und
- die Ausnahme von der Beseitigungspflicht für Tierkörperteile und tierische Erzeugnisse, die in Gaststätten, Kantinen und privaten Haushaltungen anfallen, entgegen dem Wortlaut von § 1 Abs. 3 Nr. 1 AbfG zu einer Anwendung des Abfallgesetzes nötige.

128. Auf der anderen Seite ist nicht zu bestreiten, daß aus seuchenhygienischen Gründen eine Behandlung von Sachen, die dem Tierkörperbeseitigungsgesetz unterfallen, in speziellen Anlagen sinnvoll ist und die Planung solcher Anlagen z. T. auf andere Gesichtspunkte abgestimmt sein muß als etwa bei Siedlungsabfällen. Diese Besonderheiten rechtfertigen indessen nicht unbedingt eine spezialgesetzliche Regelung, da der mit ähnlichen Problemen behaftete Bereich der Krankenhausabfälle nicht aus dem Abfallgesetz ausgegliedert ist, ohne daß es zu einer Beeinträchtigung der Schutzgüter des § 2 AbfG gekommen wäre.

Befallene Pflanzen und Pflanzenschutzmittel

129. Das Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) erfaßt in § 3 Abs. 1 Nr. 6 auch die Beseitigung von Befallsgegenständen. Die Vorschrift enthält — ebenso wie das nachgeordnete Recht — keine Regelungen über das „Wie" der Beseitigung. Angesichts der eindeutigen Aussage des § 1 Abs. 3 Nr. 1 AbfG (JUNG, 1990, § 1 Anm. 3.3) scheidet eine unmittelbare Heranziehung des Abfallgesetzes aus. Gleichwohl läßt sich auf der Grundlage des geltenden Rechts durch eine sinngemäße Heranziehung des Abfallgesetzes im Rahmen des Pflanzenschutzgesetzes eine sinnvolle Lösung erzielen.

130. Anders gelagert ist die Beseitigung von Pflanzenschutzmitteln. Sie erfolgt im wesentlichen nach dem Abfallgesetz. Zwar enthalten die vom Antragsteller vorzulegenden Angaben gemäß § 12 Abs. 3 Nr. 6 PflSchG und die für den Verwender bestimmten Gebrauchsanleitungen gemäß § 15 Abs. 3 Buchst. a, dd PflSchG auch Hinweise für die Beseitigung solcher Präparate. Die materielle Regelung der Entsorgung von Pflanzenschutzmitteln obliegt aber dem Abfallrecht. Dementsprechend geht auch das von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) herausgegebene Merkblatt „Beseitigung von Pflanzenbehandlungsmittelresten", auf welches die Gebrauchsanleitungen häufig Bezug nehmen, in Ziffer 2.1 ohne weiteres von der Anwendbarkeit des Abfallgesetzes aus (zustimmend: HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 Rn. 22).

Die unterschiedliche regelungstechnische Behandlung von Befallsgegenständen und Pflanzenschutzmitteln erscheint sachgerecht. Bei Pflanzenschutzmitteln steht der technische Standard der Entsorgungsverfahren ähnlich wie bei problematischen Gewerbeabfällen im Vordergrund. Demgegenüber rechtfertigt sich eine eigenständige Erfassung von Befallsgegenständen durch das Pflanzenschutzgesetz durch das Bedürfnis, den objektiven Abfallbegriff und die sich an ihn knüpfenden Befugnisse auf die für diesen Regelungsbereich typischen Konfliktsituationen zuzuschneiden.

Radioaktive Abfälle

131. § 1 Abs. 3 Nr. 2 AbfG nimmt Kernbrennstoffe und sonstige radioaktive Stoffe vom Abfallgesetz aus. Wenngleich die Abgrenzung zwischen Abfällen, die unter § 47 in Verbindung mit § 4 Abs. 4 Satz 2 e StrahlenschutzV fallen, und solchen, die aufgrund geringer Radioaktivität oder bestimmter Provenienz nicht den atomrechtlichen Vorschriften, sondern dem Abfallgesetz unterliegen, nicht einfach zu durchschauen sein mag (JUNG, 1990, § 1 Anm. 3.3), erscheint doch die gesonderte rechtliche Erfassung radioaktiver Abfälle ab einer gewissen Strahlungsintensität der Sache nach gerechtfertigt. Hieran vermag auch der Umstand nichts zu ändern, daß sich das spezialgesetzliche In-

strumentarium in der jüngeren Vergangenheit als unzulänglich erwiesen hat, weil es radioaktiv kontaminierte Sachen nicht erfaßt. § 7 Abs. 3 Nr. 2 StrVG enthält einen ersten Schritt zur Anpassung des strahlenschutzrechtlichen Instrumentariums, reicht aber noch nicht aus. Lücken bestehen gegenwärtig noch insofern, als vom Strahlenschutzrecht nicht erfaßte radioaktive Abfälle und Reststoffe nicht als Sonderabfälle nach § 2 Abs. 2, 3 AbfG eingestuft sind. Die unterschiedliche Regelung rechtlicher Kontroll und Zugriffsmöglichkeiten durch die Neufassung der Strahlenschutzverordnung, insbesondere der Vorschriften über die Beförderung allgemein sowie über die Ablieferung radioaktiver Abfälle, weist in die richtige Richtung.

Bergbauabfälle

132. Mit Ausnahme von Altölen, die beim Aufsuchen, Gewinnen, Aufbereiten und Weiterverarbeiten von Bodenschätzen in den der Bergbauaufsicht unterstehenden Betrieben anfallen, unterwirft § 55 Abs. 1 Nr. 6 BBergG die dort als naturbelassene Stoffe aus dem Bergbau (Abschn. 3.1.2 und 3.2.2.2) anfallenden Abfälle von § 55 Abs. 1 Nr. 6 BBergG dem Regime des Bergrechts. Soweit nicht die Endlagerung solcher Abfälle, wie z. B. in Nordrhein-Westfalen, gewissen allgemeinen technischen Verwaltungsvorschriften unterliegt, verlagert sich die Beurteilung der ordnungsgemäßen Beseitigung im Sinne dieser Vorschrift gänzlich auf den Einzelfall. In Anbetracht der regionalen wirtschaftlichen Bedeutung des Bergbaus kann dies zu einer gewissen Privilegierung von Bergbauabfällen gegenüber vergleichbaren sonstigen Abfällen führen.

Bei Bergbauabfällen handelt es sich sachlich um Produktionsreststoffe. Eine Parallelvorschrift zum Reststoffvermeidungs- und -verwertungsgebot des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG fehlt jedoch. Bloße Parallelen in der Entstehungsgeschichte des § 55 Abs. 1 Nr. 6 BBergG lassen nicht den Schluß zu, daß diese Vorschrift entgegen ihrem Wortlaut eine Verwertungspflicht enthält (anders: SCHWERMER, 1988, § 1 Rn. 68). Gleichwohl besteht unter wirtschaftlichen Aspekten und aus Akzeptanzgründen ein Interesse an Verwertung (Abschn. 3.2.2.2).

Abfallbeseitigung auf Hoher See

133. In Umsetzung des „Übereinkommens über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen" (London-Übereinkommen) und des „Übereinkommens zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen durch Schiffe und Luftfahrzeuge" (Oslo-Übereinkommen) enthält das Hohe-See-Einbringungsgesetz spezialgesetzliche Regelungen.

Durch die Schaffung von Dünnsäure-Rückgewinnungskapazitäten an Land, die die Einstellung der Verklappung ermöglichte, und durch die privatwirtschaftliche Entscheidung, die Verbrennung von chlorhaltigen Abfällen auf Hoher See einzustellen, sind diese Regelungen praktisch gegenstandslos geworden.

Baggergut

134. Für die Behandlung und Ablagerung von Baggergut kommen sowohl die Vorschriften des Abfallrechts als auch des Wasserrechts in Betracht; welche Vorschriften im Einzelfall anzuwenden sind, richtet sich nach der Art der Beseitigung des Baggerguts. Das Wasserrecht kommt vor allem bei der Verklappung von Baggergut zur Anwendung, während das Abfallrecht greift, wenn das Baggergut an Land, insbesondere auf Spülfeldern abgelagert werden soll.

135. Das Verklappen von Baggergut in Binnen- und Küstengewässer fällt in den Geltungsbereich des Wasserhaushaltsgesetzes. Die Verklappung von Baggergut in oberirdische Gewässer und Küstengewässer ist als eine an sich zulässige (§ 26 Abs. 2 WHG), aber erlaubnispflichtige Einleitung von schlammigen Stoffen nach § 3 Abs. 1 Nrn. 4 und 4a des Wasserhaushaltsgesetzes anzusehen, wenn das Baggergut vom Baggerungsort in ein entferntes Gewässer gebracht und dort verklappt wird. Das Verklappen von Baggergut an der Ausbaggerungsstelle selbst — Verklappen in die fließende Welle — bedarf dagegen keiner wasserrechtlichen Erlaubnis, weil dieser Vorgang als bloßes Umlagern, nicht als Einleiten anzusehen ist.

136. Das Verklappen von Baggergut auf Hoher See ist als Einleiten von Stoffen in die Hohe See nach dem Hohe-See-Einbringungsgesetz erlaubnispflichtig. Die Erlaubnis darf nach Artikel 2 Abs. 2 dieses Gesetzes nur erteilt werden, wenn Baggergut nicht ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand an Land beseitigt werden könnte und die Verklappung keine nachteiligen Auswirkungen auf das Meerwasser besorgen läßt.

137. Baggergut, dessen sich der Gewässerunterhaltungspflichtige durch die Ablagerung entledigen will, ist Abfall nach dem subjektiven Abfallbegriff des Abfallgesetzes. Wenn der Entledigungswille nicht gegeben ist, weil das Baggergut als Baumaterial, zur Bodenverbesserung oder als Dünger weiterverwendet werden soll, kann das Baggergut gleichwohl in Anwendung des objektiven Abfallbegriffs als Abfall eingestuft werden, wenn im Hinblick auf die in ihm enthaltenen gefährlichen Stoffe seine geordnete Beseitigung zur Wahrung des Wohls der Allgemeinheit geboten ist. Die bisher weitgehend übliche Ablagerung von Baggergut auf Spülfeldern ist grundsätzlich nur nach Durchführung eines entsprechenden Planfeststellungsverfahrens zur Errichtung einer Abfallbeseitigungsanlage nach § 7 AbfG zulässig. Bei Spülfeldern, die im Rahmen eines Gewässerausbaus angelegt werden sollen, ist die Entscheidung nach dem Abfallgesetz in das wasser- oder wasserstraßenrechtliche Planfeststellungsverfahren infolge seiner Konzentrationswirkung (§ 75 Abs. 1 VwVfG) einzubeziehen.

2.2.4 Abfallarten und Regelungsintensität des Abfallrechts

138. Neben den allgemeinen, für alle Abfälle geltenden Regelungen trifft das Gesetz besondere Regelungen für bestimmte Abfälle, nämlich solche Abfälle, die die entsorgungspflichtige Körperschaft nach § 3 Abs. 3 AbfG von der öffentlichen Entsorgung ausgeschlossen hat und (bestimmte) gefährliche Abfälle. Hieraus ergibt sich eine im Gesetz angelegte grundsätzliche Dreiteilung, in die Kategorien „Siedlungsabfälle", „ausgeschlossene Abfälle" und „Sonderabfälle". Als Sonderkategorie kann man die gefährlichen Abfälle ansehen, die durch Rechtsverordnung nach § 14 Abs. 1 AbfG geregelt werden können. Die Terminologie ist freilich gesetzlich nicht geregelt und wird dementsprechend nicht einheitlich verwendet. Insbesondere werden neuerdings ausgeschlossene Abfälle auch als Sonderabfälle und Abfälle im Sinne von § 2 Abs. 2 AbfG als gefährliche Abfälle bezeichnet. Auch gibt es zwischen den Kategorien Überschneidungen und fließende Grenzen, insbesondere bei den gewerblichen Abfällen.

139. Siedlungsabfälle sind zunächst diejenigen Abfälle, die in den Haushaltungen anfallen. Diese Abfälle fallen in den Kernbereich der Entsorgungspflicht der Körperschaften des öffentlichen Rechts. Ihre Entsorgung kann nicht nach § 3 Abs. 3 AbfG ausgeschlossen werden, auch wenn sie gefährliche Stoffe, wie z. B. Lacke, Säuren, Haushaltchemikalien, Pflanzenschutzmittel oder Batterien, enthalten. Zu den Siedlungsabfällen gehören auch die „hausmüllähnlichen Abfälle". Dies sind Abfälle vornehmlich aus gewerblichen Betrieben, die nach Art und Menge zusammen mit dem Hausmüll entsorgt werden können. Schließlich gelten Sperrmüll und städtische Abfälle wie Marktabfälle und Kehrricht als Siedlungsabfälle. Für all diese Abfälle sind die allgemeinen im Abfallgesetz niedergelegten Anforderungen anwendbar.

140. Ausgeschlossene Abfälle sind Abfälle vornehmlich aus gewerblichen Betrieben, die die entsorgungspflichtigen Körperschaften nach § 3 Abs. 3 AbfG von der Entsorgungspflicht ausgeschlossen haben, weil sie diese nach ihrer Art und Menge nicht mit den in Haushaltungen anfallenden Abfällen entsorgen können. Dazu gehören regelmäßig gefährliche Abfälle aus der Produktion, auch über den Kreis der Sonderabfälle im Sinne des § 2 Abs. 2 AbfG hinaus, sowie andere Abfälle aus der Produktion und sonstigen gewerblichen Betrieben, wie z. B. Bauschutt und Erdaushub. Für diese Abfälle obliegt die Entsorgung dem Abfallerzeuger (Abfallbesitzer, § 3 Abs. 4 AbfG). Auch im übrigen gelten Sonderregeln. So kann die zuständige Behörde Nachweise über die Art, Menge und Entsorgung ausgeschlossener Abfälle sowie die Führung von Nachweisbüchern und die Aufbewahrung von Belegen nach Maßgabe der Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung verlangen (§ 11 Abs. 2 AbfG). Außerdem können die betreffenden Abfälle im Rahmen des den zuständigen Behörden zustehenden Ermessens Gegenstand besonderer Regelungen bei der Planung und Ordnung der Beseitigung, insbesondere aufgrund allgemeiner Verwaltungsvorschriften über Anforderungen an die Beseitigung von Abfällen nach dem Stand der Technik, sein.

141. Als Sonderabfälle bezeichnet die überwiegende Meinung nur aus gewerblichen und sonstigen wirtschaftlichen Unternehmen, wie Bahn, Post, Krankenhäusern und Energieversorgungsunternehmen, stammende Abfälle, die in einer Verordnung nach § 2 Abs. 2 S. 1 AbfG bestimmt sind und an die das Gesetz besondere Anforderungen stellt. Diese Bestimmung ist von der Bundesregierung erstmals in der Abfallbestimmungs-Verordnung von 1977 getroffen worden. Diese Verordnung ist 1990 novelliert worden. Der Sache nach handelt es sich, wie sich aus den Voraussetzungen für die Aufnahme in die Verordnung nach § 2 Abs. 2 AbfG ergibt, um (besonders) gefährliche Abfälle. In die Verordnung sind Abfälle aufzunehmen, die nach Art, Beschaffenheit oder Menge in besonderem Maße gesundheits-, luft- oder wassergefährdend, explosibel oder brennbar sind oder Erreger übertragbarer Krankheiten enthalten oder enthalten können. Der Gesetzgeber hat wegen des damit verbundenen negativen Symbolgehalts bewußt auf den Begriff „gefährliche Abfälle" verzichtet und im Hinblick auf die Möglichkeit des Ausschlusses von Abfällen aus der öffentlichen Entsorgung nach § 3 Abs. 3 AbfG auch den Begriff „Sonderabfälle" abgelehnt (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 2 Rn. 28). In der Praxis hat sich jedoch der Begriff „Sonderabfall" zunächst durchgesetzt (BACKES, 1987, S. 333, 336; BARTELS, 1987, S. 38; ECKERT, 1986, S. 898f.; JUNG, 1990, § 2 Anm. 2.2; KOPP, 1985, S. 12,14). Allerdings bezeichnen einige Landesabfallgesetze (Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Niedersachsen) nicht die Abfälle nach § 2 Abs. 2 AbfG, sondern die ausgeschlossenen Abfälle als Sonderabfälle (ebenso jetzt HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 2 Rn. 28 sowie KUNIG, 1988, § 3 Rn. 41). Die Bundesregierung strebte im Gegensatz hierzu allerdings an, in der neuen Abfallbestimmungs-Verordnung die Abfälle nach § 2 Abs. 2 AbfG als Sonderabfälle zu bezeichnen, konnte sich damit aber im Bundesrat nicht durchsetzen (BR-Drucksache 357/89-Beschluß). Diese Abfälle werden jetzt als „besonders überwachungsbedürftige Abfälle" bezeichnet (§ 1 AbfBestV).

Zwischen diesen beiden Extremen liegt eine „Mittelwegs-Interpretation", die als Sonderabfälle alle gemäß § 11 Abs. 2 und 3 AbfG nachweispflichtigen Abfälle und damit über den Kreis der nach § 2 Abs. 2 AbfG bestimmten (gefährlichen) Abfälle hinaus auch solche (ausgeschlossenen) Abfälle erfaßt, die die Länder als nachweispflichtig erklärt haben. Dies ist in der Praxis in großem Umfang geschehen, wobei jedoch teilweise die Ländereinheitlichkeit nicht gewahrt wurde. Eine Vereinheitlichung wurde bereits durch den von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall erarbeiteten Entwurf eines Abfallkatalogs angestrebt (LAGA, 1987). Durch die Ausweitung des Kreises der nach § 2 Abs. 2 AbfG bestimmten Abfälle durch die neue Abfallbestimmungs-Verordnung ist nunmehr eine erhebliche Vereinheitlichung erreicht worden.

142. Die besonderen Anforderungen für Sonderabfälle im engeren Sinne betreffen die Ordnung der Entsorgung (Überlassung zur Einsammlung und Beförderung, § 4 Abs. 3 AbfG; allgemeine Verwaltungsvor-

schriften über Anforderungen an die Beseitigung nach dem Stand der Technik, § 4 Abs. 5 AbfG — TA Abfall Teil 1 —), die Planung der Abfallbeseitigung (§ 6 Abs. 1 Satz 3, Abs. 3 AbfG), Anzeigepflichten bei Stillegung einer Anlage (§ 10 Abs. 3 AbfG), die Überwachung (Anzeige- und Nachweispflicht, § 11 Abs. 3 AbfG), die Möglichkeit einer Ausdehnung der Vorschriften über Überwachung, Beförderung und grenzüberschreitenden Verkehr auf die Verwertung von Reststoffen (§ 2 Abs. 3 AbfG) und die Regelung über den Betriebsbeauftragten (§ 11a Abs. 1 Satz 2 AbfG).

Es ist darauf hinzuweisen, daß die Sondervorschriften für Sonderabfälle im engeren Sinne nur in rechtstechnischer Hinsicht, nicht aber praktisch abschließenden Charakter besitzen. Über den in der Abfallbestimmungs-Verordnung enthaltenen Katalog von Abfällen hinaus ist es möglich, durch Ausschluß anderer gefährlicher Abfälle aus der Entsorgungspflicht der Körperschaften des öffentlichen Rechts eine weitgehende, wenngleich nicht vollständige Gleichstellung dieser Abfälle mit den Sonderabfällen zu erreichen. Die Länder hatten dementsprechend die Liste der Sonderabfälle nach der Abfallbestimmungs-Verordnung von 1977 durch eigene Kataloge anderer gefährlicher Abfälle ergänzt, für die neben den Nachweispflichten nach § 11 Abs. 2 AbfG Sonderregelungen insbesondere bei der Planung und Ordnung der Beseitigung galten.

143. Schließlich enthält das Gesetz Regelungsermächtigungen für Erzeugnisse mit gefährlichen Bestandteilen und gefährliche Abfälle ohne Bindung an die in § 2 Abs. 2 oder § 3 Abs. 3 AbfG niedergelegten Voraussetzungen. § 14 Abs. 1 AbfG ermächtigt zu Verboten und Beschränkungen von Erzeugnissen und Abfällen mit besonderem Schadstoffgehalt mit dem Ziel, die betroffenen schädlichen Stoffe in Abfällen zu vermeiden oder zu verringern oder ihre umweltverträgliche Beseitigung zu sichern. Damit kann im Vorfeld der Beseitigung auf Art und Zusammensetzung aller gefährlichen Abfälle, auch solcher im Hausmüll, eingewirkt werden.

144. Die regelungstechnische Unterscheidung zwischen Siedlungsabfällen einerseits, ausgeschlossenen Abfällen, Sonderabfällen im engeren Sinne und sonstigen gefährlichen Abfällen im Sinne von § 14 Abs. 1 AbfG andererseits ist an sich von der Sache her sinnvoll, da das Gefährdungspotential der betreffenden Abfälle unterschiedlich ist. Andererseits ist die Unterscheidung geeignet, in der Öffentlichkeit den falschen Eindruck zu erwecken, daß die Beseitigung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen mit vergleichsweise geringen Umweltproblemen verbunden ist. Eine Ausdifferenzierung des Begriffs der Siedlungsabfälle, die die besonderen Umweltgefahren betont, die mit sogenannten Problemabfällen verbunden sind, erscheint grundsätzlich sinnvoll. Unabhängig von dem an sich verfügbaren Instrumentarium einer Verordnung nach § 14 Abs. 1 AbfG sind für Problemabfälle Sonderregelungen auch bei der Planung und Ordnung der Beseitigung erforderlich.

Die Abstufung, die das Gesetz zwischen ausgeschlossenen Abfällen, Sonderabfällen im engeren Sinne und sonstigen gefährlichen Abfällen im Sinne von § 14 Abs. 1 AbfG macht, trägt dem unterschiedlichen Gefährdungspotential und den unterschiedlichen Gegebenheiten bei der Beseitigung Rechnung, beläßt den Behörden aber ausreichende Flexibilität, um problembezogene Entscheidungen im Einzelfall zu treffen.

145. Der Rat ist allerdings der Ansicht, daß die bisher überwiegende Terminologie, die Abfälle nach § 3 Abs. 3 AbfG als ausgeschlossene Abfälle, die aufgrund einer Verordnung nach § 2 Abs. 2 AbfG bestimmten Abfälle dagegen als Sonderabfälle bezeichnet, nicht ausreichend aussagekräftig ist; das gleiche gilt für den neuen Begriff der „besonders überwachungsbedürftigen Abfälle" in § 1 AbfBestV. Es erscheint im Einklang mit den genannten Landesabfallgesetzen sinnvoll, den Begriff Sonderabfälle für alle Abfälle zu verwenden, die im Vergleich zu Siedlungsabfällen qualitativ oder quantitativ besondere Beseitigungsprobleme aufwerfen und deshalb von der Beseitigung durch die pflichtigen Gebietskörperschaften ausgeschlossen werden; dagegen sollten die nach § 2 Abs. 2 AbfG bestimmten Abfälle entsprechend ihrem Gefährdungspotential auch als gefährliche Abfälle bezeichnet werden. Es erscheint wenig realistisch, daß allein aufgrund einer derartigen Änderung der Terminologie zusätzliche Akzeptanzprobleme entstehen können. Da das Abfallgesetz auf eine Legaldefinition verzichtet hat, läßt sich eine derartige Veränderung der Terminologie auch nach geltendem (Gesetzes-)Recht vertreten. Grundsätzlich sollten im Interesse des Vollzuges bundeseinheitliche Definitionen angestrebt werden.

146. Der Rat schließt allerdings nicht aus, daß im Zuge der Neuorientierung der mit einer modernen Abfallwirtschaft verbundenen Anforderungen an die Abfallbehandlung die regelungstechnische Unterscheidung zwischen Sonderabfällen und Siedlungsabfällen überwunden werden muß.

2.2.5 Abfallentsorgung als Zentralbegriff des Abfallrechts

147. Durch das neue Abfallgesetz ist der bisherige gesetzliche Zentralbegriff der Abfallbeseitigung durch den der Abfallentsorgung ersetzt (§ 1 Abs. 1, 2, § 2 Abs. 1 Satz 2 AbfG), und es sind sämtliche früher an den Begriff der Abfallbeseitigung anknüpfenden Regelungen auf diesen neuen Begriff umgestellt worden. Mit dieser neuen Begriffsbildung wird der Anspruch des Gesetzes zum Ausdruck gebracht, neben der Vermeidung von Abfällen vor allem deren Verwertung zu fördern. Dementsprechend umfaßt der Begriff der Entsorgung nicht nur die Abfallbeseitigung insbesondere durch Ablagerung, sondern auch die Verwertung von Abfällen (§ 1 Abs. 2 AbfG). Wie bereits dargestellt (Abschn. 2.2.2), verwendet der Rat aus Gründen der Begriffsklarheit grundsätzlich die Begriffe Verwertung und Beseitigung.

148. Abfallverwertung wird als Gewinnung von Stoffen oder von Energie aus Abfällen definiert. Die

Abgrenzung zwischen der — grundsätzlich vorrangigen (§ 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG) — Verwertung und der sonstigen Entsorgung (Abfallbeseitigung) ist im Gesetz allerdings nicht eindeutig festgelegt. Das hat Bedeutung für die Verbrennung von Abfällen. § 1 Abs. 2 AbfG bezeichnet als Verwertung unter anderem das Gewinnen von Energie aus Abfällen, nennt als sonstige Entsorgung aber nur das Ablagern sowie dem Ablagern vorgeschaltete Aktivitäten. Hieraus könnte man folgern, daß das — bei Sonderabfällen in Betracht kommende — Verbrennen allein zum Zwecke der Beseitigung, bei dem zwar Energie anfällt, aber nicht genutzt wird, eine Form der Verwertung darstellt. Dies hätte abfallpolitisch unerwünschte Konsequenzen. Wegen des Gleichrangs von stofflicher und energetischer Verwertung wäre die Folge, daß der Entsorgungspflichtige frei wählen könnte, ob er stofflich verwertet oder ohne oder mit unerheblicher Energienutzung verbrennt. Eine solche Auslegung ist jedoch mit dem Zweck des Gesetzes und seiner Systematik unvereinbar. Nach dem Zweck des Gesetzes ist die konventionelle Beseitigung durch Verbrennen mit Energienutzung, insbesondere in kommunalen Heiz-Kraftwerken als Verwertung, die ohne Energienutzung dagegen nicht als Verwertung, sondern als Beseitigung anzusehen; auch wenn die Energienutzung lediglich nachgeordneter Zweck eines hauptsächlich auf Entledigung gerichteten Vorgangs ist, liegt eine Beseitigung vor. Da die mit der Verbrennung verbundenen Umweltbelastungen unabhängig von der Zwecksetzung der Verbrennung sind, ist hier auf die ressourcenökonomische Zielsetzung der Verwertung abzustellen. Für diese Auslegung spricht auch der Wortsinn des Begriffs „Verwertung" und des in § 1 Abs. 2 AbfG verwendeten Tatbestandsmerkmals „gewinnen". Schließlich wäre die Begrenzung der Verwertungspflicht in § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG auf Fälle, in denen ein Markt für die gewonnene Energie vorhanden ist, nicht sinnvoll, wenn man jede Abfallverbrennung ohne oder mit unerheblicher Energienutzung als Verwertung ansehen würde (BARTELS, 1987, S. 39ff.; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 Rn. 14). Entsprechend muß auch bei der stofflichen Verwertung in nennenswertem Umfang ein brauchbarer Stoff hergestellt werden. Verwertung ist demnach nur der wirtschaftlich bedeutsame Einsatz von Abfällen für neue Anwendungsbereiche nach physikalischer, chemischer oder biologischer Behandlung.

Ein Gewinn im ökonomischen Sinn, das heißt ein Überschuß des Rohertrages der Verwertung über die aufgewendeten Kosten, ist allerdings nicht erforderlich und nicht notwendiges Ziel der Abfallverwertung. § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG geht davon aus, daß bei der Verwertung Mehrkosten im Vergleich zur Ablagerung entstehen können und setzt als Grenze für das Verwertungsgebot die Zumutbarkeit dieser Mehrkosten.

149. Eine genauere gesetzliche Definition der Abfallverwertung wäre wünschenswert, da das Gesetz nach seiner Novellierung die Abfallverwertung als vorrangig ansieht und es daher wichtig ist, ob Abfallverbrennung zur Energienutzung oder zur Beseitigung erfolgt.

2.2.6 Das abfallrechtliche Instrumentarium

2.2.6.1 Dominanz ordnungsrechtlicher Instrumente

150. Das abfallrechtliche Instrumentarium konzentriert sich auf zwei Maßnahmetypen: Die Eigenvornahme der Entsorgung durch die öffentliche Hand und die direkte, vorwiegend administrative Verhaltensregulierung der Abfallerzeuger und der an der Entsorgung beteiligten Unternehmen und Körperschaften des öffentlichen Rechts.

151. Die Abfallentsorgung ist Aufgabe der öffentlichen Hand. Diese ist nicht nur zur Abfallentsorgung verpflichtet, sondern auch hierzu berechtigt (Entsorgungsmonopol), kann sich allerdings zur Durchführung Privater bedienen. Aus dem Entsorgungsmonopol der öffentlichen Hand folgt auch, daß den Herstellern von Produkten grundsätzlich keine abfallbezogene Produktverantwortung, z. B. im Sinne von Rücknahmepflichten nach Gebrauch veräußerter Sachen trifft; derartige Pflichten können nur durch Verordnung nach § 14 AbfG eingeführt werden. Das Entsorgungsmonopol der öffentlichen Hand gilt grundsätzlich auch für Abfälle aus der Produktion. Den Ausschluß bestimmter Abfälle von der Entsorgungspflicht der öffentlichen Hand (§ 3 Abs. 3 AbfG) hat das Gesetz als Ausnahmetatbestand formuliert. In der Praxis wird jedoch die Entsorgungspflicht der öffentlichen Hand für Abfälle aus der Produktion sowie für bestimmte andere Abfälle weitgehend ausgeschlossen, so daß insoweit das Entsorgungsmonopol der öffentlichen Hand praktisch durch die Eigenentsorgung seitens des Abfallerzeugers ersetzt ist. Vorbehaltlich näherer Regelungen in für verbindlich erklärten Abfallbeseitigungsplänen oder in Landesabfallgesetzen ist der Erzeuger ausgeschlossener Abfälle frei, sich jeder für die betreffende Abfallart zugelassenen Abfallbeseitigungsanlage zu bedienen (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 3 Rn. 25f.; KUNIG, 1988, § 3 Rn. 32, 49). Eine weitere Einschränkung des Entsorgungsmonopols der öffentlichen Hand ergibt sich daraus, daß gewerbliche Reststoffe, die zur Verwertung bestimmt sind, nicht als Abfall gelten, sofern die öffentliche Entsorgung nicht wegen der Gefährlichkeit der Verwertung erforderlich ist (Tz. 120).

152. Im übrigen wird der Abfall von der Erzeugung über die Zwischenlagerung, Behandlung, Einsammlung und Beförderung bis hin zur Beseitigung administrativer Verhaltensregulierung unterworfen, die sicherstellen soll, daß die Anforderungen des Umweltschutzes (§ 2 Abs. 1 AbfG) eingehalten werden. Bei Anlagen, die dem Bundes-Immissionsschutzgesetz unterliegen, erstreckt sich die administrative Verhaltensregulierung auch auf die Vermeidung und Verwertung von Reststoffen aus der Produktion. Anlagen, die nach diesem Gesetz genehmigungsbedürftig sind, werden im Genehmigungsverfahren unter anderem daraufhin überprüft, daß Reststoffe vermieden oder jedenfalls verwertet werden, sofern dies technisch möglich und zumutbar ist. Die zuständige Behörde hat nach der Konzeption des Gesetzes im Einzelfall — gegebenenfalls unter Heranziehung von Verwaltungsvorschriften — zu entscheiden, welche Vermeidungs- oder Verwertungsverfahren verfügbar und dem Betreiber wirtschaftlich zuzumuten sind. Schei-

det Vermeidung oder Verwertung von Reststoffen aus, so hat die Behörde sicherzustellen, daß die Reststoffe im Einklang mit den abfallrechtlichen Vorschriften als Abfälle beseitigt werden (§ 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG). Diese Regelungen sind grundsätzlich auch gegenüber bestehenden Anlagen anwendbar. Bei nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen bestehen gesetzliche Pflichten zu ordnungsgemäßer Abfallbeseitigung, die gegebenenfalls durch Einzelanordnung konkretisiert werden können (§ 22 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG).

153. Die — gewerblichen und privaten — Abfallerzeuger sind verpflichtet, die angefallenen Abfälle der entsorgungspflichtigen Körperschaft zu überlassen oder, falls die Entsorgung ausgeschlossen ist, diese selbst zu entsorgen. Die Behandlung und Beseitigung darf nur in einer zugelassenen Anlage erfolgen (§§ 3, 4 AbfG). Die Beförderungsgenehmigung und — bei Sonderabfällen — Nachweis- und Buchführungspflichten (§§ 11, 12 AbfG) dienen der Überwachung des Weges des Abfalls vom Abfallerzeuger zur Beseitigungsanlage. Anlagen zur Beseitigung von Abfällen bedürfen einer behördlichen Zulassung, die grundsätzlich in einem aufwendigen Planfeststellungsverfahren erteilt wird (§ 7 AbfG), in dem Beseitigungsstandards festgelegt werden. Auf genereller Grundlage können Behandlungs- und Ablagerungsstandards auch durch Verwaltungsvorschrift nach § 4 Abs. 5 AbfG erlassen werden. Solche Standards sind im Verhältnis zum Betreiber der Anlage und, sofern die zulässige Beseitigungsart geregelt wird, auch zum Abfallerzeuger dem ordnungsrechtlichen Instrumentarium zuzurechnen, haben aber eine indirekte ökonomische Anreizfunktion in Richtung auf Abfallvermeidung, insofern als sie die Kosten der Abfallbeseitigung erhöhen.

154. Auch die in § 14 AbfG enthaltene Verordnungsermächtigung zielt überwiegend auf direkte Regelung des Verhaltens von Herstellern, Vertreibern und Konsumenten. Die Verordnungsermächtigung ist nach ihrer Zweckbestimmung, den Eingriffsvoraussetzungen und den zu treffenden Maßnahmen recht weit und wenig verrechtlicht. Der im Abfallgesetz niedergelegte Vorrang der Vermeidung vor der Verwertung stellt eine bloße politische Handlungsrichtlinie dar (Abschn. 2.2.7.1.1). § 14 AbfG ermöglicht Regelungen zur Vermeidung und Verringerung von schädlichen Stoffen in Abfällen und von Abfallmengen und zu ihrer umweltverträglichen Entsorgung. Der Begriff der Entsorgung ist dabei im Sinne von § 1 Abs. 2 AbfG zu verstehen. Es können daher nicht nur Regelungen zur Erleichterung der stofflichen Verwertung, sondern auch der Verbrennung und der Abfallbeseitigung getroffen werden. Im einzelnen sind Beschränkungen der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung von Erzeugnissen sowie Regelungen der Behandlung von Abfällen möglich. Insbesondere die vorgesehenen Pflichten zur Kennzeichnung und zur Rücknahme von Erzeugnissen, die Einführung von Trennsystemen und die Regelung der Beschaffenheit einschließlich des Verbots von Erzeugnissen sind dem ordnungsrechtlichen Instrumentarium zuzurechnen (KLAGES, 1988, S. 481). Von der Ermächtigung ist bisher erst in geringem Umfang Gebrauch gemacht worden (Verordnung über Rücknahme und Pfanderhebung von Getränkeverpackungen aus Kunststoffen von 1988, Verordnung über halogenierte Lösemittel von 1989 sowie Altölverordnung von 1987). Jedoch sind für die Zukunft weitere, zum Teil recht kontroverse Regelungen zu erwarten.

155. Ordnungsrechtliche Regelungen zur Vermeidung von Produktabfällen können in gewissem Umfang auch durch Beschränkungsverordnungen nach § 17 Abs. 1 ChemG getroffen werden. Diese Vorschrift wird für Produktregelungen nicht generell durch das Abfallrecht verdrängt, hat aber nach der Neufassung des § 14 AbfG nur noch eine begrenzte Ergänzungsfunktion. Derartige Ergänzungen des § 14 AbfG sind vor allem bei der Herstellung und der Verwendung von Erzeugnissen mit gefährlichen Bestandteilen denkbar.

156. Schließlich kommt die Dominanz administrativer Kontrolle der Abfallentsorgung auch darin zum Ausdruck, daß dem Staat die umfassende Planung der Abfallbeseitigung obliegt (Abschn. 2.2.6.4 und Kap. 2.3).

2.2.6.2 Ökonomische Instrumente

157. Demgegenüber sind ökonomische Instrumente im Abfallrecht nur ansatzweise entwickelt. Nach § 14 Abs. 1 Nr. 3, Abs. 2 Nr. 3 AbfG kann zur Vermeidung oder Verringerung schädlicher Stoffe in Abfällen oder zu ihrer umweltverträglichen Entsorgung sowie zur Vermeidung oder Verringerung von Abfallmengen die Einführung eines Pfandsystems vorgeschrieben werden, das einen Anreiz für die Rückgabe der betreffenden Verpackung oder des betreffenden Erzeugnisses nach Gebrauch durch den Abnehmer bieten soll. Ermächtigungen zur Einführung von Produktabgaben zur Steuerung der Zusammensetzung und der Menge von Abfällen über den Markt enthält das Gesetz nicht. Gegenwärtig besteht keine Möglichkeit, durch Einführung von Produktabgaben etwa auf Erzeugnisse, die als solche oder aufgrund der in ihnen enthaltenen Stoffe besondere Probleme bei der Hausmüllbeseitigung bereiten, oder auf abfallintensive Herstellungsverfahren über den Preismechanismus auf Veränderungen in der Zusammensetzung von Konsumerzeugnissen oder auf Verfahrensänderungen oder -innovationen hinzuwirken. Auch die im aufgehobenen Altölgesetz geregelte Altölabgabe auf Mineralölprodukte, die der Subventionierung einer schadlosen Verwertung oder Beseitigung diente, ist bei der Novellierung des Abfallgesetzes (§ 5a) nicht übernommen worden.

158. Vorschläge zur Einführung ökonomischer Instrumente im Abfallrecht über die Pfandregelung hinaus sind in jünster Zeit wiederholt gemacht worden (BT-Drucksache 10/5656, S. 76; 10/5667, S. 6; 10/5668, S. 2). Bei einer entsprechenden Novellierung des Gesetzes würden sich allerdings schwierige Fragen der Abgrenzung von Lenkungssteuer und Sonderabgabe stellen (KLAGES, 1988, S. 481, 483ff.; SRU, 1989, Tz. 729ff.).

159. Ein gewisses Potential der marktmäßigen Steuerung der Abfallmengen (weniger der Abfallzu-

sammensetzung) könnte sich für Abfälle aus der Produktion, aber auch für häusliche Abfälle auf dem Boden des geltenden Rechts gegebenenfalls aufgrund der Gebühren und Entgeltsgestaltung der entsorgungspflichtigen Körperschaften oder sonstigen Betreiber von Abfallbeseitigungsanlagen ergeben. Abfallentsorgungsgebühren dürfen nach Kommunalabgabenrecht nur kostendeckend erhoben werden. Dies schließt eine Differenzierung der Gebühren unter Anreizgesichtspunkten jedoch nicht aus, wenn das Kostendeckungsprinzip als Obergrenze beachtet wird (BVerfGE 50, S. 226; DAHMEN, 1988, S. 132f.; KLAGES, 1988, S. 485). Auch gilt es zu überlegen, ob die gegenwärtig erhobenen Gebühren sämtliche Entsorgungskosten widerspiegeln; aufgrund landesrechtlicher Regelungen könnten z. B. Mehrkosten der Verwertung, Kosten der Getrenntsammlung und grundsätzlich auch die Kosten der Nachsorge für stillgelegte Anlagen einschließlich der Rücklagen für solche Kosten umgelegt werden (PEINE, 1989, S. 84ff.). Einzelne Landesabfallgesetze haben bereits Regelungen geschaffen, die eine Gebührengestaltung unter Vermeidungsgesichtspunkten oder unter Einschluß aller Entsorgungskosten vorschreiben (§ 3 Abs. 2 Satz 2 AbfG SL; § 2 Abs. 2, 3 AbfG HE). Schießlich wäre auch eine strenge Beachtung des Wirklichkeitsmaßstabs, das heißt der Gebührenberechnung nicht nach Durchschnittswerten, sondern nach den realen Kosten pro Gewichtseinheit, zulässig (KLAGES, 1988, S. 483ff.; PEINE, 1989, S. 89f.).

160. Private Entsorgungsunternehmen werden nicht ohne weiteres daran interessiert sein, durch ihre Entgeltsgestaltung an der staatlichen Abfallwirtschaftspolitik mitzuwirken. Jedoch wird im Schrifttum zum Teil die Auffassung vertreten, der Staat könne durch die Festsetzung von Lizenzgebühren für die Zulassung von Abfallbeseitigungsanlagen indirekt auf die Gebühren- und Entgeltsgestaltung der Betreiber von Abfallbeseitigungsanlagen Einfluß nehmen. Diese Auffasung ist verfassungsrechtlich umstritten (SRU, 1989, Tz. 716ff.). Um Steuerungswirkungen in Richtung auf Abfallvermeidung auszuüben, würde die Festsetzung pauschaler Lizenzgebühren nicht ausreichen. Vielmehr wäre es notwendig, nach Schadstoffen differenzierte Lizenzgebühren zu erheben und dem Betreiber der Abfallbeseitigungsanlage die Weitergabe dieser Gebühren an den Abfallerzeuger aufzugeben. Es ist offensichtlich, daß dadurch die verfassungsrechtlichen Probleme der Erhebung von Lizenzgebühren noch gesteigert würden. Der Rat hält es daher gegenwärtig nicht für realistisch, eine differenzierte Lizenzgebühr als Instrument ökonomischer Steuerung in der Abfallwirtschaft ins Auge zu fassen.

Auch widerspricht eine lediglich über Abgaben oder Lizenzgebühren erfolgende Steuerung des Schadstoffgehaltes des Deponie-Inputs dem Leitgedanken der TA Abfall, durch strenge Eingangskriterien nur umweltverträglich ablagerungsfähige Abfälle zuzulassen. Dieser zweite Ansatz erscheint bei hinreichend strengen Eingangskriterien vorzugswürdig, weil er dem Abfallproduzenten nicht die Möglichkeit läßt, je nach Kostenstruktur seines Betriebes, eine im langfristigen Maßstab nicht verläßlich zu verhindernde Belastung der Umwelt zu verursachen, sondern ihm lediglich die Wahl zwischen der Vermeidung und der Behandlung, sei es zum Zweck der Verwertung oder der Ablagerung, gestattet.

2.2.6.3 Indikative Regulierung, Zusagen und Absprachen, Organisationszwang

161. Durch die Novellierung des Abfallgesetzes ist in § 14 Abs. 2 als Alternative und gegebenenfalls Vorstufe der Verhaltensregulierung durch staatliches Gebot die Zulässigkeit indikativer Verhaltensregulierung und letztlich der Abfallwirtschaftspolitik durch Zusagen der Wirtschaft auf der Grundlage von Absprachen mit dem Staat ausgesprochen. Danach legt die Bundesregierung zur Vermeidung oder Verringerung von Abfallmengen binnen angemessener Frist zu erreichende Ziele für Vermeidung, Verringerung oder Verwertung von Abfällen aus bestimmten Erzeugnissen fest, die im Bundesanzeiger zu veröffentlichen sind. Eine entsprechende Regelung auch für die Vermeidung und Verringerung schädlicher Stoffe in Abfällen und ihre umweltfreundliche Entsorgung sieht das Gesetz nicht vor. Jedoch praktiziert die Bundesregierung auch in diesem Bereich zum Teil eine Politik indikativer Verhaltenssteuerung (BMU, 1989, S. 78). Es wird erwartet, daß von solchen Zielsetzungen Signalwirkungen für die beteiligte Wirtschaft ausgehen, die eine naturgemäß rigide Regelung durch Verordnung erübrigen. Praktisch vertraut man darauf, daß die betroffenen Unternehmen und ihre Verbände, die bereits vor Festsetzung der Ziele anzuhören sind, in Absprache mit der Bundesregierung flexible Ausführungsregelungen treffen, die die unterschiedliche Interessenlage der einzelnen Unternehmen und Branchen besser berücksichtigen, als dies eine staatliche Regelung vermag, und zu niedrigeren volkswirtschaftlichen Kosten die Erreichung der Ziele ermöglichen.

162. Das Instrumentarium der indirekten Verhaltensbeeinflussung verschafft der Exekutive und den Betroffenen im Vergleich zu gesetzlichen Regelungen größere Spielräume. Es befreit die Exekutive aber nicht von den Bindungen an rechtsstaatliche Anforderungen, die sich insbesondere aus dem Übermaßverbot ergeben. Daher ist wie bei einer Verordnung nach § 14 AbfG eine vergleichende Risikoprognose über die Lastpakete der wesentlichen abfallwirtschaftlichen Alternativen erforderlich. Hingegen bestehen hinsichtlich der Eignung und Verhältnismäßigkeit der Maßnahmen entsprechend dem „Testcharakter" der Zielfestlegungen und ihrer geringeren Eingriffsintensität im Vergleich zur Verordnung abgeschwächte Anforderungen (weitergehend: ATZPODIEN, 1990, S. 10). Deshalb besitzt die Exekutive grundsätzlich auch die Wahl zwischen starren und flexiblen Zielfestlegungen. Zum Beispiel verstößt die Festlegung von Mehrwegquoten keineswegs gegen den Zweck des § 14 Abs. 2 AbfG oder das Übermaßverbot (anderer Meinung: ATZPODIEN, 1990, S. 13).

Die Regelung wirft außerdem die Frage auf, ob die Bundesregierung gehalten ist, zunächst im Wege indikativer Verhaltenssteuerung vorzugehen, und eine Verordnung erst dann erlassen darf, wenn feststeht oder sicher zu erwarten ist, daß die veröffentlichten

Ziele für die Verringerung der Abfallmengen nicht erreicht werden können. Eine derartige Einschränkung würde die Möglichkeiten staatlicher Abfallwirtschaftspolitik allzu sehr beschränken und die Bundesregierung an Aushandlungsprozesse mit der Wirtschaft binden. Der Gesetzgeber ist davon ausgegangen, daß der Weg über Zusagen der Wirtschaft politisch vorzuziehen sei, hat jedoch eine entsprechende rechtliche Festlegung des „Subsidiaritätsprinzips" nicht vornehmen wollen (BT-Drucksache 10/5656, S. 77 ff.). § 14 Abs. 2 Satz 3 AbfG verlangt dementsprechend, daß im Rahmen der Prüfung der Erforderlichkeit einer Verordnung auch geprüft wird, ob die Vermeidung oder Verringerung von Abfallmengen oder die umweltverträgliche Entsorgung nicht durch indikative Zielfestsetzungen erreichbar ist, gebietet aber nicht, daß dieser Weg zunächst erprobt wird; im übrigen besitzt die Bundesregierung, wie allgemein beim Erlaß von Rechtsverordnungen, ein weites Ermessen hinsichtlich der Abschätzung der Erforderlichkeit einer Regelung (BACKES, 1987, S. 338; BERGMÜLLER, 1987, S. 195; ECKERT, 1986, S. 899; SCHWEER, 1986, S. 2374; VERSTEYL, 1988, § 14 Rn. 23; anderer Meinung: ATZPODIEN, 1987, S. 729; KLAGES, 1988, S. 482).

163. Eine weitere noch ungeklärte Frage in diesem Zusammenhang betrifft die Bindungswirkung von Zielfestlegungen der Bundesregierung und von Zusagen der Wirtschaft. Der Rat ist der Auffassung, daß dem Dispositionsinteresse der betroffenen Unternehmen lediglich eine rechtspolitische Bedeutung zukommt und eine darüber hinausgehende rechtliche Bindung für Staat und Wirtschaft zu verneinen ist (KLAGES, 1988, S. 486; anderer Meinung: ATZPODIEN, 1990, S. 12 f.).

164. Trotz mancher ungeklärter Rechtsfragen hat sich das Instrumentarium der Zielfestlegungen nach § 14 Abs. 2 AbfG in der kurzen Zeit seit Inkrafttreten der 4. Novelle zum Abfallgesetz als relativ wirksam erwiesen. Dies dürfte vor allem darauf beruhen, daß die Bundesregierung der betroffenen Wirtschaft in den bisher erfaßten Fällen ihre Entschlossenheit verdeutlichen konnte, bei erheblicher Unterschreitung der festgelegten Zielmengen eine Verordnung nach § 14 AbfG zu erlassen. Ob sich § 14 Abs. 2 AbfG langfristig als Instrument der produktbezogenen Abfallwirtschaft bewähren wird, bleibt abzuwarten.

165. Mit den Regelungen über den Betriebsbeauftragten (§§ 11 a—11 f AbfG sowie §§ 53—58 BImSchG, §§ 21 a—21 g WHG) versucht das Gesetz — neben der im Vordergrund stehenden Verhaltensregulierung —, durch „Organisationszwang" eine Selbstkontrolle der Abfallwirtschaft in den Unternehmen zu institutionalisieren. Der Betriebsbeauftragte ist ein „Mann des Betriebes", kein verlängerter Arm der Überwachungsbehörden. Er soll die Eigenkräfte der Unternehmen aktivieren in Richtung auf Überwachung der Abfälle, Einhaltung der gesetzlichen Vorschriften, Aufklärung der Betriebsangehörigen über schädliche Umwelteinwirkungen durch Abfälle und über Abhilfemaßnahmen. Außerdem soll er in Betrieben, in denen Sonderabfälle anfallen, die nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigungsbedürftig sind oder in erheblichem Umfang Abwässer einleiten, auch auf Vermeidung und Verwertung der Reststoffe hinwirken. Außerdem hat der Betriebsbeauftragte die Aufgabe, vor Investitionsentscheidungen, die für die Abfallentsorgung bedeutsam sein können, eine Stellungnahme abzugeben. Der Betriebsbeauftragte besitzt nach dem Gesetz keine eigenen Entscheidungs- und Weisungsbefugnisse, sondern hat eine reine Beratungsfunktion und ist vom Vertrauen des Betriebsinhabers abhängig. Empirische Untersuchungen belegen, daß das Modell des Betriebsbeauftragten von der übergroßen Zahl der Unternehmen akzeptiert worden ist und daß der Betriebsbeauftragte in der Betriebs- und Unternehmenshierarchie ein erhebliches Gewicht besitzt; andererseits ist er nicht zum „Umweltgewissen" und zum Motor einer umweltfreundlichen Innovation im Unternehmen geworden, sondern hat seinen Schwerpunkt offensichtlich in Routineaufgaben im Bereich der Überwachung der Einhaltung der gesetzlichen Vorschriften, der Information der Betriebsangehörigen und — zusätzlich zu seinen gesetzlichen Aufgaben — in Behördenkontakten (ULLMANN, 1981, S. 992 ff.; BP, 1986). Dies dürfte damit zusammenhängen, daß das Innovationsmanagement in der Praxis so organisiert ist, daß der Betriebsbeauftragte als Inhaber einer Stabsposition wenig Einfluß zu nehmen vermag. Die Einrichtung des Betriebsbeauftragten stellt daher insgesamt kein zentrales Instrument des Abfallrechts dar, das die Charakterisierung des abfallrechtlichen Instrumentariums als dominante direkte Verhaltenssteuerung und Eigenvornahme durch die öffentliche Hand in Frage stellen könnte.

2.2.6.4 Die Planung der Abfallbeseitigung

166. Nach § 6 Abs. 1 AbfG sind die Länder verpflichtet, für ihren Bereich Abfallbeseitigungspläne aufzustellen (im Gesetz Abfallentsorgungspläne genannt). Einen Schwerpunkt dieser Planung bildet dabei die zwingend vorgeschriebene Ausweisung von geeigneten Standorten (§ 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG). Daneben können Einzugsgebiete und Träger von Beseitigungsanlagen (§ 6 Abs. 1 Satz 5 AbfG) sowie weitere im Abfallgesetz nicht ausdrücklich genannte Festlegungen getroffen werden. Im Falle einer Verbindlicherklärung kommt diesen Festlegungen eine verhaltensregulierende Wirkung auf die Abfallerzeuger und die an der Beseitigung beteiligten Unternehmen und Körperschaften des öffentlichen Rechts zu. Für Sonderabfälle (Abschn. 2.2.4) schreibt das Gesetz in § 6 Abs. 1 Satz 4 AbfG eine besondere Berücksichtigung vor.

Die Abfallbeseitigungsplanung unterscheidet sich von den Instrumenten der ordnenden Verwaltung durch eine vom Einzelfall losgelöste, vorausschauend gestaltende Wirkung (Abschn. 2.3.1). Sie soll den planenden Stellen ermöglichen, die Beseitigung nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten zu steuern. Dabei soll sie lediglich Grundzüge festschreiben; die detaillierten Einzelheiten der konkreten Abfallbeseitigungsplanung sind nach der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts den Planfeststellungsverfahren vorbehalten (Abschn. 2.3.3.1).

167. Den Anspruch, mehr Vorsorge statt Nachsorge zu treffen (SCHWERMER, 1988, § 6 Rn. 3), hat die Planung in der Praxis bislang nicht erfüllt. Die bestehenden Beseitigungspläne sind faktisch nur Bestandsaufnahmen vorhandener Beseitigungsanlagen. Dennoch ist der Wert der Abfallplanung für die Fortentwicklung der Abfallwirtschaft nach Auffassung des Rates nicht in Frage zu stellen. Die Aufstellung der Pläne ist geeignet, im kommunalen Bereich das Bewußtsein für die abfallwirtschaftlichen Probleme zu schärfen und den Blick für eine regionale Gesamtschau der Abfallbeseitigung zu öffnen (JUNG, 1990, § 6 Anm. 1.1).

2.2.6.5 Mängel des präventiven Instrumentariums

168. Eine Eigenart des abfallrechtlichen Instrumentariums ist der konzeptionelle Ansatz erst nach Problementstehung. Es wird überwiegend nicht der Versuch unternommen, unternehmerisches Handeln so zu beeinflussen, daß Herstellungsverfahren und Produkte, die mit Abfallproblemen verbunden sind, von vornherein nicht entwickelt oder jedenfalls die sich daraus ergebenden Umweltbelastungen in das unternehmerische Kalkül einbezogen werden. Vielmehr nimmt das geltende Abfallrecht seiner Konzeption nach die durch Prozeß- und Produktinnovation erfolgenden Weichenstellungen für den Abfallanfall zunächst hin, um erst im nachhinein bei einem entsprechenden Problemdruck zu intervenieren. Dies ist für die Abfallbeseitigung offensichtlich, gilt aber im Grundsatz auch für die Verwertung. Die Verwertung von Abfällen oder Reststoffen ist bereits ihrer Natur nach mit der Hinnahme des Anfalls der betreffenden Abfälle oder Reststoffe verbunden.

2.2.6.5.1 Produktregelungen als Präventivinstrumente

169. Regelungen durch Verordnung nach § 14 AbfG zur Vermeidung oder Verringerung schädlicher Stoffe in Abfällen oder der Abfallmengen und zur Verwertung bieten zwar die Möglichkeit, rechtliche Maßnahmen bereits im Produktbereich vorzuschreiben, bevor die Produkte nach Gebrauch oder Verbrauch zu Abfall werden (dies betont die Bundesregierung im Bericht über den Vollzug des Abfallgesetzes, BT-Drucksache 11/756, S. 12). Sie setzen jedoch voraus, daß diese Regelungen „erforderlich" sind, mithin bereits ein derartiger Problemdruck besteht oder für die nähere Zukunft zu erwarten ist, daß Eingriffe in die freie Betätigung der Teilnehmer am Wirtschaftsverkehr gerechtfertigt sind. Wenngleich entsprechend dem Vorsorgecharakter der Regelungen ein bloßes „Besorgnispotential" (BVerwGE 72, S. 300, 315) ausreicht, also nicht dargetan werden muß, daß ohne die Regelung zukünftig das Wohl der Allgemeinheit konkret gefährdet ist (enger: ATZPODIEN, 1989, S. 420), bedürfen doch abstrakte abfallpolitische Zielsetzungen wie die der Stabilisierung von Mehrwegsystemen oder der Verhinderung neuer Abfallarten der Begründung. Die „Prävention" kann daher vielfach erst ex post und punktuell erfolgen.

170. Auch abgesehen von dieser Voraussetzung des Problemdrucks ergeben sich aus allgemeinen verfassungsrechtlichen Anforderungen, insbesondere aus dem Grundrecht der freien Berufsausübung (Artikel 12 GG) in Verbindung mit dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit und dem Gleichheitssatz, Grenzen für den Einsatz präventiver Produktregelungen (ATZPODIEN, 1987, S. 727ff.; ders., 1989, S. 419ff.). Insbesondere ist eine gewisse Abwägung von Vorsorgenutzen und Vorsorgeaufwand für die Betroffenen erforderlich. Besondere verfassungsrechtliche Probleme werden dadurch aufgeworfen, daß Eingriffe regelmäßig nicht wettbewerbsneutral sein können, sondern die Stückkosten von im (Substitutions-)Wettbewerb stehenden Konsumgütern oder Verpackungen unterschiedlich beeinflussen und möglicherweise den Marktzutritt neuer Produkte und den Strukturwandel im Handel erschweren. Aus sachlichen Gründen ist allerdings eine unterschiedliche Behandlung verfassungsrechtlich zulässig (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 14 Rn. 10; WERNER und SUTTMEYER, 1985, S. 1574).

171. Eine Rangfolge der Eingriffsmöglichkeiten schreibt § 14 AbfG nicht vor. Im Hinblick auf den Grundsatz der Verhältnismäßigkeit kann jedoch eine grundsätzliche Stufung nach der jeweiligen Eingriffintensität der Maßnahme erforderlich sein, die die Effektivität des Instrumentariums beeinträchtigen kann (BÄLDER, 1979, S. 149; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 14 Rn. 11). Nach Auffassung des Rates sollte eine künftige Neuregelung das Ermessen der Bundesregierung stärker binden, insbesondere hinsichtlich der zu treffenden Maßnahmen. So sollte z. B. festgelegt werden, in welchen Fällen den Hersteller die volle Produktverantwortung bis zur Beseitigung der von ihm in den Verkehr gebrachten Produkte trifft. Ferner weist der abschließend formulierte Katalog möglicher Regelungen nach § 14 Abs. 1 und 2 AbfG gewisse Mängel auf. So ist es nach dem Gesetz nicht möglich, zur Vermeidung oder Verringerung schädlicher Stoffe in Abfällen oder zu ihrer umweltverträglichen Entsorgung eine Kombination von Rücknahme und Pfandpflicht vorzuschreiben, da § 14 Abs. 1 Nr. 3 AbfG — im Gegensatz zu § 14 Abs. 2 Nr. 3 AbfG hinsichtlich des vergleichbaren Problems bei der Abfallmengenregulierung — die Eingriffsbefugnisse alternativ formuliert. § 14 Abs. 2 AbfG hat bewußt darauf verzichtet, die Bundesregierung zu ermächtigen, Hersteller- oder Vertriebsunternehmen die Aufrechterhaltung eines Mehrwegsystems neben einem Einwegsystem vorzuschreiben (BT-Drucksache 10/5656, S. 78f.).

172. Schließlich ergeben sich Schranken für den Einsatz des Instrumentariums des § 14 AbfG auch aus dem europäischen Gemeinschaftsrecht (KLAGES, 1988, S. 482f.; Abschn. 2.5.3.3.3).

173. Wegen der engen rechtlichen Grenzen und des notwendigen Begründungsaufwandes, der in nicht geringem Umfang Verwaltungskapazitäten bindet, ist ein breit gefächerter Einsatz des § 14 AbfG wenig realistisch. Dies gilt insbesondere, wenn man die Schnelligkeit vieler Produktzyklen berücksichtigt.

2.2.6.5.2 Einflußnahme auf die Verfahrens- und Produktinnovation

174. Abgesehen von der konzeptionell zu kurz greifenden und mit erheblichen Anwendungsproblemen befrachteten Präventivregelung des § 14 AbfG bietet das geltende Recht für eine „flächendeckende" Einfügung einer abfallwirtschaftlichen Perspektive bereits in die Prozeß- und Produktinnovation wenig Ansatzpunkte. Dabei ist freilich zu berücksichtigen, daß die Vermeidung oder Verringerung schädlicher Stoffe in Abfällen und die Steuerung von Abfallmengen umweltpolitisch gegebenenfalls unterschiedlich zu bewerten sind (Abschn. 2.4.3.).

175. Hinsichtlich der Entwicklung neuer Herstellungsverfahren gibt es keine Regelungen, die dem Unternehmer die Berücksichtigung von Abfallproblemen mit dem Ziel der Vermeidung oder der Erleichterung der Verwertung oder umweltverträglichen Beseitigung aufgeben. Die in § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG verankerte Pflicht zur Reststoffvermeidung dürfte gewisse indirekte Wirkungen auch auf die Prozeßinnovation haben, weil der Unternehmer, der ein neues Herstellungsverfahren zum eigenen Einsatz oder zur Veräußerung oder Lizenzvergabe entwickelt, Gefahr läuft, daß dessen Verwendung an Reststoffproblemen scheitert. Das Ausmaß dieser indirekten Wirkungen hängt letztlich vom technischen und wirtschaftlichen Sachverstand der zuständigen Behörden und vor allem von den auf dem Markt verfügbaren technischen Optionen ab. In diesem Zusammenhang ist wichtig, daß die Verpflichtungen aus der genannten Vorschrift nicht schon mit der Entwicklung, sondern erst mit der Einführung eines neuen Verfahrens aktualisiert werden, das heißt zu einem Zeitpunkt, wenn bereits eine Entscheidung für eine bestimmte technische Konzeption gefallen ist. Damit sind die Einwirkungsmöglichkeiten der zuständigen Behörde von vornherein begrenzt.

176. Neben § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG sind noch die Regelungen über den Betriebsbeauftragten von gewisser Bedeutung. Nach den betreffenden — im einzelnen leicht unterschiedlich formulierten — Gesetzen ist es unter anderem die Aufgabe des Betriebsbeauftragten, auf die Entwicklung und Einführung umweltfreundlicher Verfahren zur Reduzierung der anfallenden Abfälle, Emissionen und Abwässer, auf die ordnungsgemäße und schadlose Verwertung der anfallenden Reststoffe und die ordnungsgemäße Beseitigung dieser Reststoffe als Abfälle hinzuwirken. Diese Aufgabenzuweisung enthält eine dynamische Komponente, da der Betriebsbeauftragte insbesondere auch auf die Entwicklung von Vermeidungsverfahren hinwirken soll. Die Grenzen seiner Wirkungsmöglichkeiten ergeben sich freilich aus der empirisch belegten geringen Einflußnahme auf Innovationsentscheidungen.

177. Auch bei der Produktentwicklung sind bisher wenig gesetzliche Ansätze zur Berücksichtigung von Abfallproblemen erkennbar. Gesetzliche Regelungen mit beschränkter Reichweite bestehen bei der Entwicklung neuer Chemikalien. Hier erstreckt sich die Prüfung des Stoffs allgemein auf dessen Einwirkungen auf den Menschen und die Umwelt (§ 7 ChemG). Bei der Anmeldung sind schädliche Wirkungen bei der Verwendung und Verfahren zur sachgerechten Entsorgung, zur möglichen Wiederverwendung und Neutralisierung anzugeben (§ 6 Abs. 1 Nr. 3, 5 ChemG). Aus dem weiten Begriff der Umweltgefährlichkeit, der die Umweltmedien Wasser, Boden und Luft einschließt (§ 3a Abs. 2 ChemG, § 1 Abs. 1 Nr. 15 Anmelde- und PrüfnachweisV), und aus dem systematischen Zusammenhang der gesetzlichen Vorschriften ist zu folgern, daß auch stoffspezifische Gefahren, die erst bei der Abfallbeseitigung auftreten, zum Gegenstand der Prüfung und der Anmeldung gehören. Dem steht die für Abfälle getroffene Ausnahmeregelung in § 2 Abs. 1 Nr. 3 ChemG nicht entgegen. Diese Vorschrift besagt nur, daß Abfälle, obwohl sie im Einzelfall als Stoffe oder Zubereitungen anzusehen sind und im Sinne des Gesetzes in den Verkehr gebracht werden können, als solche nicht geprüft zu werden brauchen. Vorrang hat jedoch der allgemeine Grundsatz des Chemikaliengesetzes, daß alle neuen Stoffe, die nicht im Produktionsbereich verbleiben, sondern in den Verkehr gebracht werden, auf Gesundheits- und Umweltauswirkungen zu prüfen sind, die sich aus ihrer Einwirkung auf den Menschen, auf Gewässer, auf die Luft und auf den Boden bei ihrer Herstellung, Verwendung, Vermarktung oder Beseitigung als Abfall ergeben (OVG Münster vom 28. Mai 1990 — Az. 4 A 30/88; REHBINDER, 1981, S. 185, 189 und ders. 1988, S. 201). Der Hersteller als Verursacher hat mit der Prüfung des Stoffs auf eigene Kosten eine Datenbasis zu schaffen, die unter anderem auch im Rahmen abfallwirtschaftlicher Maßnahmen der Behörden verwendet werden kann.

178. Die Prüfung neuer Stoffe hat allerdings nur eine begrenzte abfallwirtschaftliche Bedeutung, weil der Hersteller nur das stoffbezogene, nicht aber das wirkungsbezogene — z. B. abfallspezifische — Gefährdungspotential des Stoffs zu ermitteln hat. Die Abfallproblematik kann aber Anlaß zu einer vorgezogenen Stufenprüfung nach § 9 Abs. 2 oder § 11 Abs. 1 Nr. 2 ChemG sein, da hier die Exposition eine besondere Rolle spielt. Eine entsprechende Bedeutung haben die geforderten Angaben zur Beseitigung, Wiederverwendung und Neutralisierung. Sie sollen die notwendigen Informationen für Behörden und Verwender über eine umweltverträgliche Entsorgung neuer — gefährlicher oder ungefährlicher — Stoffe oder von Zubereitungen oder Erzeugnissen, die solche Stoffe enthalten, liefern.

Neben der Informationsfunktion im Verhältnis zu den Behörden und Verwendern vermögen die Vorschriften über die Anmeldung und Prüfung neuer Stoffe auch die Produktentwicklung selbst zu beeinflussen, insofern als sie dem Hersteller das stoffspezifische Gefährdungspotential und die aufgrund Verbreitung und Exposition — auch bei der Abfallbeseitigung — für den Menschen und die Umwelt resultierenden Gefahren bewußt machen und ihn gegebenenfalls veranlassen können, die abfallspezifischen Probleme selbst zu lösen oder doch zu reduzieren.

179. Bei alten Stoffen und Zubereitungen aus alten Stoffen zur allgemeinen Verwendung und vor allem bei Fertigerzeugnissen aller Art liegt es dagegen im Ermessen des Unternehmens, ob und inwieweit bei

der Zusammensetzung, Gestaltung und Verwendungsbestimmung berücksichtigt wird, daß das Erzeugnis nach seiner Verwendung schließlich als Abfall zu Umweltbelastungen führen könnte. Informationen hierüber braucht der Unternehmer nicht zu gewinnen. Lediglich die gesetzlichen Regelungen über den Betriebsbeauftragten für Immissionsschutz enthalten insoweit eine abfallwirtschaftliche Dimension. Zu den Aufgaben des Betriebsbeauftragten gehört es unter anderem, auf die Entwicklung „umweltfreundlicher Erzeugnisse, einschließlich Verfahren zur Wiedergewinnung und Wiederverwendung", hinzuwirken (§ 54 Abs. 1 Nr. 1 Buchst. b BImSchG). Mit dem Merkmal der Umweltfreundlichkeit meint das Gesetz nicht nur die Vermeidung von Umweltbelastungen aufgrund der bestimmungsgemäßen Verwendung des Erzeugnisses, sondern auch in seiner Eigenschaft als Abfall nach bestimmungsgemäßer Verwendung. In den anderen gesetzlichen Regelungen über den Betriebsbeauftragten fehlen entsprechende ausdrückliche Vorschriften. In der Praxis hat die Beteiligung des Betriebsbeauftragten an der Produktinnovation bislang kaum eine Rolle gespielt. Das durch die 3. Novelle in § 56 BImSchG eingefügte produktbezogene Anhörungsrecht der Betriebsbeauftragten beschränkt sich auf den Immissionsschutz.

180. Insgesamt bietet das geltende Recht für die flächendeckende Einführung einer abfallwirtschaftlichen Perspektive bereits in die Produktinnovation wenig Ansatzpunkte. Im Rahmen einer langfristigen Abfallwirtschaftstrategie sollte überlegt werden, wie — bei Erhaltung der Innovationsfähigkeit der Wirtschaft — die abfallwirtschaftliche Perspektive vom Ende an den Anfang des Produktlebenszyklus verschoben werden kann (Abschn. 4.6.5.1 und 4.6.5.2). Dabei bietet sich eine Zusammenführung des abfall- und chemikalienrechtlichen Instrumentariums zu einem einheitlichen Stoffgesetz an.

2.2.7 Prinzipien des Abfallrechts

181. Das Abfallbeseitigungsgesetz von 1972 beschränkte sich im wesentlichen auf die Ordnung der Abfallbeseitigung. Die durch die 1. Novelle eingefügte Verordnungsermächtigung des § 14 enthielt Vorschriften, die auf die Verminderung der Abfallmengen zielten; die Regelung über den Betriebsbeauftragten enthielt auch Vorschriften, die auf die Vermeidung und Verwertung gefährlicher Abfälle bezogen waren. Mit der 4. Novelle von 1986 ist eine bedeutsame Akzentverschiebung in den Zielen und Prinzipien des Abfallrechts erfolgt. Das Gesetz stellt nunmehr generell die Vermeidung und Verwertung von Abfällen an die Spitze (§ 1a AbfG) und bringt durch die systematische Stellung, hinsichtlich der Verwertung auch in einer ausdrücklichen Vorschrift (§ 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG), den Vorrang von Vermeidung und Verwertung von Abfällen vor der Beseitigung zum Ausdruck. Die Verordnungsermächtigung nach § 14 ist erweitert worden, und das Gesetz deutet auch mit der Einführung des Begriffs der Entsorgung (§ 1 Abs. 2 AbfG) an, daß man sich von dem bisherigen, die Abfallbeseitigung in den Vordergrund stellenden Ansatz zu entfernen beginnt. Es läßt sich jedoch nicht verkennen, daß der Großteil der Einzelregelungen des Gesetzes weiterhin auf die Abfallbeseitigung bezogen ist. Eine vergleichbare Weichenstellung zugunsten der Vermeidung von Reststoffen aus der Produktion ist durch die Novelle zum Bundes-Immissionsschutzgesetz von 1986 erfolgt. Nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG n.F. gehört es zu den Grundpflichten des Betreibers, nicht nur — wie bisher — die beim Betrieb anfallenden Reststoffe vorrangig zu verwerten, sondern sie zu allererst zu vermeiden. Das Rangverhältnis zwischen Vermeidung und Verwertung ist freilich im Gesetz nur undeutlich angesprochen. Auch hier bedarf das neue Konzept noch der Erprobung.

182. Der Vorrang der Abfallvermeidung vor der Abfallbeseitigung kann als Ausdruck des Vorsorgeprinzips begriffen werden. Wird der Anfall von Abfällen vermieden, so wird dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen grundsätzlich vorgebeugt (BT-Drucksache 10/6028).

183. Weniger eindeutig ist das Verhältnis zwischen Abfallvermeidung und Abfallverwertung im Hinblick auf das Vorsorgeprinzip zu bestimmen. Stellt man aus der Sicht der Abfallbeseitigung auf die Umweltbelastungen ab, die bei dieser durch Flächeninanspruchnahme und Emissionen verursacht werden, so erscheinen Abfallvermeidung und Abfallverwertung gleichwertig. Bei Produktabfällen dürfte sich jedoch ein Vorrang der Abfallvermeidung vor der Abfallverwertung daraus ergeben, daß hier eine Vermeidung in erster Linie durch Verzicht auf Produkte oder Produktbestandteile, die besondere Beseitigungsprobleme aufwerfen, erfolgt, während die Verwertung eine Behandlung erfordert, die zu neuen Umweltbelastungen führen kann. Bei Abfällen aus der Produktion ist die Bewertung weitaus schwieriger. Die Abgrenzung von Vermeidung und Verwertung von Reststoffen hängt hier unter anderem von der Definition von Bezugseinheiten (Systemgrenzen) ab (Abschn. 4.1.3).

Je nach der gewählten Bezugseinheit — Prozeß, integrierter Prozeß, Anlage, Betriebsstätte — kann ein und derselbe Vorgang entweder als Vermeidung oder Verwertung definiert werden, ohne daß sich die Umweltauswirkungen ändern würden. Der systematischen Struktur des Bundes-Immissionsschutzgesetzes würde es allerdings entsprechen, auf die Anlage abzustellen (FLUCK, 1989, S. 412). Andererseits läßt sich die Verwertung auch unabhängig von Bezugseinheiten „materiell" als Einsatz von Reststoffen für neue Anwendungsbereiche nach physikalischer, chemischer oder biologischer Behandlung definieren und so von der Vermeidung abgrenzen. Eine solche Aufbereitung für neue Anwendungsbereiche dürfte eher oder jedenfalls zu stärkeren Umweltbelastungen, insbesondere Immissionen, führen als die Vermeidung, bei der entweder keine oder weniger Schadstoffe im Prozeß entstehen, diese im Prozeß vernichtet werden oder dort verbleiben; Transportrisiken kommen hinzu. Deshalb kann man auch bei Reststoffen aus der Produktion den Vorrang der Vermeidung vor der Verwertung als Ausdruck des Vorsorgeprinzips bezeichnen (REBENTISCH, 1989, S. 210).

184. Läßt sich so eine generelle abfallwirtschaftliche Rangbestimmung, wonach die Abfallvermeidung

Vorrang vor der Abfallverwertung und diese Vorrang vor der Abfallbeseitigung besitzt, durchaus als Ausdruck des Vorsorgeprinzips bezeichnen, so ist doch zu berücksichtigen, daß die jeweils generell vorrangige Aktivität im Einzelfall mit neuen Umweltbelastungen verbunden sein oder zu geringeren Umweltentlastungen führen kann, die umweltpolitisch die generelle Rangbestimmung in Frage stellen. Auch ist in Rechnung zu stellen, daß die Verwertung wirtschaftliche und mittelbar auch ökologische Vorteile aufweisen kann, z. B. durch Produktionsverbund oder weil der Reststoff ohnehin als Vormaterial (mit entsprechendem Energieaufwand und Umweltbelastungen) hergestellt werden müßte. Eine „absolute" Prioritätensetzung kommt daher nicht in Betracht. Umweltpolitisch bleiben aber zwei unterschiedliche Strategien möglich: Man kann an einer generellen Rangbestimmung festhalten und diese nur im Einzelfall nach Maßgabe einer vergleichenden Risikobewertung „nachkorrigieren". Dieses Verfahren gewährleistet ein Mindestmaß an Rechtssicherheit, ohne zu Entscheidungen zu nötigen, die umweltpolitisch nicht vertretbar sind. Oder man kann auf eine generelle Rangbestimmung völlig verzichten und ganz auf die Risikoabwägung im Einzelfall setzen. Diese Strategie erscheint zwar problemadäquater, hat aber den Nachteil, daß nachvollziehbare Risikokriterien in Form von Schutzwürdigkeits- und Gefährdungsprofilen vielfach erst noch entwickelt werden müssen. Der Verzicht auf eine Generalisierung in Form einer Prioritätensetzung birgt daher die Gefahr einer Beliebigkeit, so daß sich die angestrebte Rationalität der Entscheidung leicht in ihr Gegenteil verkehren könnte. Das geltende Recht geht mit guten Gründen prinzipiell vom ersteren System aus, hat dieses freilich nicht folgerichtig durchgeführt.

2.2.7.1 Regelungen im Abfallgesetz

2.2.7.1.1 Rangbestimmung im Verhältnis zwischen Vermeidung, Verwertung und Beseitigung

185. Die Regelungen des Abfallgesetzes über die Rangbestimmung im Verhältnis zwischen Vermeidung, Verwertung und Beseitigung besitzen besondere Bedeutung für Haushaltsabfälle und Abfälle aus nicht nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigungsbedürftigen Anlagen, während für Reststoffe aus genehmigungsbedürftigen Anlagen die Vorschrift des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG vorrangig ist.

186. Das Abfallgesetz bestimmt nicht ausdrücklich, daß die Abfallvermeidung Vorrang vor der Verwertung besitzt. Für die Annahme eines solchen Vorrangs sprechen die Systematik des Gesetzes und seine Entstehungsgeschichte. Die Grundsatznorm des § 1a AbfG stellt die Abfallvermeidung an die Spitze, erst danach wird die Verwertung geregelt. Die Bundesregierung hat in der Begründung zum Entwurf der Novelle (BT-Drucksache 10/2885, S. 11, zu Artikel I Nummer 3, S. 14) erklärt, mit der vorgeschlagenen Gesetzesänderung die Forderung jeder sinnvollen Abfallwirtschaft verankern zu wollen, „daß der Anfall von Abfällen vermieden oder wenigstens verringert werden sollte und unvermeidbar anfallende Abfälle möglichst zur Gewinnung von Wertstoffen und Energie verwertet werden sollten". Der zuständige Innenausschuß hat sich diesen Erwägungen angeschlossen und von einer „allgemein anerkannten Rangfolge von Abfallvermeidung und Abfallverwertung" gesprochen, es freilich abgelehnt, die Zielhierarchie ausdrücklich im Gesetz niederzulegen (BT-Drucksache 10/5656, zu § 1a, S. 56, 58). Auch im Schrifttum wird vielfach von einem grundsätzlichen Vorrang der Abfallvermeidung vor der Verwertung ausgegangen, der seine Bedeutung insbesondere bei Entscheidungen über Verordnungen nach § 14 AbfG habe (BARTELS, 1987, S. 54f.; BERGMÜLLER, 1987, S. 193f.; für bloße rechtspolitische Prioritätenfolge: HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1a Rn. 2, 4; ablehnend: BACKES, 1987, S. 335; KLAGES, 1988, S. 481; TETTINGER, 1988, S. 44).

187. Der Verbindlichkeitsgrad dieses Vorrangs ist allerdings gering. Das Gesetz enthält keine unmittelbar anwendbare Verpflichtung zur Abfallvermeidung. Vielmehr gebietet es Abfallvermeidung (oder fördert unmittelbar die Abfallvermeidung über Verwertungsregelungen) nur nach Maßgabe von Rechtsverordnungen, die nach § 14 Abs. 1 Nr. 2—4 und Abs. 2 Nr. 2—5 AbfG erlassen werden (§ 1a AbfG) und sich primär an Hersteller und Vertriebsunternehmen richten. In bezug auf Abfälle aus der Produktion verweist das Gesetz auf die Pflichten der Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen, Abfälle nach den Vorschriften des Bundes-Immissionsschutzgesetzes zu vermeiden oder zu verwerten. Die Durchsetzung des Gebots der Abfallvermeidung liegt damit — von den von § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG erfaßten Abfällen aus der Produktion abgesehen — im Verordnungsermessen der Bundesregierung. Das Gebot der Abfallvermeidung stellt eine „Handlungsrichtlinie" für die Ausübung des der Bundesregierung zustehenden Verordnungsermessens dar (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1a Rn. 2). Operable Maßstäbe, unter welchen Voraussetzungen im Einzelfall von einer an sich möglichen Vermeidungs- zugunsten einer Verwertungsregelung abgesehen werden kann, stellt das Gesetz nicht zur Verfügung. Immerhin bedeutet der gesetzliche Vorrang der Abfallvermeidung eine besondere Gewichtung des öffentlichen Interesses bei Entscheidungen über Verordnungen nach § 14 AbfG. Er führt dazu, daß im Rahmen der verfassungsrechtlich gebotenen Verhältnismäßigkeitsprüfung das Anliegen der Vermeidung von Abfällen von vornherein mit einem besonderen Gewicht in die politische Abwägung eingestellt werden kann.

188. Hinsichtlich der Abfälle aus der Produktion gilt primär das in § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG geregelte Vermeidungs- und Verwertungsgebot. Das Abfallgesetz hat hinsichtlich der Produktionsabfälle aus nicht genehmigungsbedürftigen oder nicht dem Bundes-Immissionsschutzgesetz unterstehenden Anlagen theoretisch eine Ergänzungsfunktion (BACKES, 1987, S. 336; KUTSCHEIDT, 1986, S. 623), jedoch sind die Verordnungsermächtigungen nach § 14 AbfG so ausgestaltet, daß in bezug auf Abfälle aus der Produktion nur Regelungen über die Getrennthaltung getroffen werden können (§ 14 Abs. 1 Nr. 2 AbfG). Dementsprechend ist man bei den Beratungen des Gesetzes davon

ausgegangen, daß das Vermeidungsgebot nach § 1a Abs. 1 AbfG nur Produktabfälle betrifft (BT-Drucksache 10/2885, S. 14 und S. 56). Angesichts der Beschränkung des immissionsschutzrechtlichen Vermeidungs- und Verwertungsgebots einschließlich der diesen zugeordneten Regelungsermächtigungen auf genehmigungsbedürftige Anlagen ergibt sich hieraus in Wahrheit eine Regelungslücke, da abfallseitige Einwirkungen auf die Produktionsweise anderer Anlagen ausgeschlossen sind.

189. Eine weitaus stärkere Stellung hat der Gesetzgeber dem Verwertungsgebot zuerkannt. Auch in bezug auf dieses Gebot verweist das Gesetz auf Verordnungen, die nach § 14 Abs. 1 Nr. 2, 3 und Abs. 2, Satz 3 Nr. 2—4 AbfG erlassen werden. Insoweit besitzt das Verwertungsgebot den gleichen — schwachen — Verbindlichkeitsgrad wie das Vermeidungsgebot. Jedoch gilt das Verwertungsgebot unabhängig davon als unmittelbar geltende Rechtspflicht für die nach Landesrecht zur Entsorgung verpflichteten Körperschaften des öffentlichen Rechts und — bei Ausschluß der Abfälle von der öffentlichen Entsorgung — für den Abfallbesitzer (§ 1a Abs. 2 in Verbindung mit § 3 Abs. 2 Satz 3, Abs. 4 Satz 2 AbfG). Dies hat besondere Bedeutung für Abfälle aus Anlagen, die nicht nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigungsbedürftig sind. Für genehmigungsbedürftige Anlagen ist § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG als Spezialregelung vorrangig. Diese Vorschrift bestimmt abschließend die Voraussetzungen, unter denen der Betreiber gehalten ist, anfallende Reststoffe zu verwerten. Ergibt die behördliche Prüfung, daß die Verwertung technisch nicht möglich oder nicht zumutbar ist, so steht fest, daß die Reststoffe als Abfälle beseitigt werden können. Eine nochmalige Prüfung der Verwertungspflicht anhand der Maßstäbe des § 3 Abs. 2 Satz 3 in Verbindung mit Abs. 4 AbfG widerspräche dem Zweck dieser Regelung (Tz. 123).

190. Das Gesetz spricht unmißverständlich aus, daß die Abfallverwertung grundsätzlich Vorrang vor der sonstigen Entsorgung, das heißt der Beseitigung hat. Dieser Vorrang ist freilich an einschränkende Voraussetzungen geknüpft, die zu schwierigen Auslegungsfragen führen, jedenfalls konkretisierungsbedürftig sind. Eine rasche Durchsetzung des Verwertungsgebots in der Abfallwirtschaftspraxis über den bereits bisher ohne gesetzliche Regelung erreichten Stand hinaus ist daher kaum zu erwarten. Anregungen werden sich insbesondere aus Regelungen und der Praxis des Landesabfallrechts ergeben. Das Verwertungsgebot setzt voraus, daß die Verwertung technisch möglich ist, die hierbei entstehenden Mehrkosten im Vergleich zu Verfahren der Beseitigung nicht unzumutbar sind und für die gewonnenen Stoffe oder die anfallende Energie ein Markt vorhanden ist oder, insbesondere durch Beauftragung Dritter, geschaffen werden kann.

191. Unter technischer Möglichkeit ist nicht lediglich der „Stand der Technik" im Sinne von § 3 Abs. 6 BImSchG zu verstehen. Der Wortlaut der Vorschrift legt eine weitere Auslegung nahe. Mit dem Merkmal der Zumutbarkeit steht ein Begrenzungskriterium zur Verfügung, das geeignet ist, den Zwang zum Einsatz bzw. zur Entwicklung einer fortschrittlichen Technik unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten zu begrenzen. Es kann daher die Ausschöpfung der bestehenden technischen Möglichkeiten verlangt werden (ebenso im Ergebnis: KUNIG, 1988, § 3 Rn. 35; TETTINGER, 1988, S. 45; abweichend: BARTELS, 1987, S. 63f.). Dazu rechnen auch die technischen Möglichkeiten der vorgängigen Abfalltrennung bei der Einsammlung, Beförderung, Behandlung und Lagerung, die § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG ausdrücklich auf die volle Nutzung der Verwertungsmöglichkeiten ausrichtet. Eine unter Wirtschaftlichkeitsgesichtspunkten angebrachte Begrenzung dieser Verpflichtungen ergibt sich aus den in § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG weiterhin genannten Voraussetzungen des Verwertungsgebots.

192. Die bei der Verwertung entstehenden Mehrkosten dürfen im Vergleich zu Verfahren der Beseitigung nicht unzumutbar sein. Der Begriff der Zumutbarkeit ist weiter als der in der alten Fassung des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG verwendete Begriff der wirtschaftlichen Vertretbarkeit, da nunmehr — zur alten Fassung war die Frage streitig — auch die Belange des Gemeinwohls in die Prüfung eingestellt werden können. Bei der Ermittlung und dem Vergleich der Kosten sind nicht nur die konkret anfallenden Aufwendungen zu berücksichtigen, sondern auch ersparte langfristige Kosten, etwa durch einen schnellen Verbrauch von Deponieflächen. Im einzelnen ist zwischen entsorgungspflichtigen Körperschaften des öffentlichen Rechts, die diese Kosten als Gebühren auf die Konsumenten abwälzen können, und entsorgungspflichtigen Unternehmen als Erzeuger ausgeschlossener Abfälle, deren Rentabilität durch die Entsorgungskosten beeinflußt wird, zu unterscheiden. Bei den entsorgungspflichtigen Körperschaften des öffentlichen Rechts kommt es darauf an, ob die Mehrkosten der Verwertung im Hinblick auf das Gemeinwohl für den gebührenpflichtigen Bürger verhältnismäßig sind (BARTELS, 1987, S. 67; BT-Drucksache 10/5656, S. 62; ECKERT, 1986, S. 899). Dabei können z. B. fehlende Möglichkeiten der Abfallbeseitigung auf die Bestimmung der Zumutbarkeit der Verwertung zurückwirken. Die Strenge des neuen Maßstabs der Zumutbarkeit wird freilich dadurch gemildert, daß eine — nach Landesrecht an sich mögliche — zwangsweise Durchsetzung des Verwertungsgebots wenig wahrscheinlich ist, vielmehr werden die Abfallbehörden mit den zuständigen Körperschaften des öffentlichen Rechts das Verwertungsgebot in erster Linie im Verhandlungswege sowie durch Vergabe von Subventionen für Demonstrationsvorhaben durchzusetzen versuchen; daneben bildet vor allem die zunehmende Verknappung des Deponieraums einen Anreiz dafür, sich möglichst der Verwertung zu bedienen.

193. Bei privaten Entsorgungspflichtigen ist Beurteilungsmaßstab für die Zumutbarkeit der Mehrkosten ebenfalls die Wirtschaftlichkeit der Verwertung unter Berücksichtigung der durch sie erzielten Vorteile und der gegebenenfalls entstehenden Nachteile für das Wohl der Allgemeinheit. Hier ist allerdings zweifelhaft, ob auf die Anlage, in der die Abfälle anfallen, oder auf die Verwertung als solche abzustellen ist. § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG bezieht sich auf die Verwertung selbst, also auf den Behandlungsvorgang, im Vergleich zu Verfahren der Beseitigung, nicht aber auf

die Rentabilität der Anlage oder gar des Unternehmens des Betreibers. Grundsätzlich bestimmt sich die Zumutbarkeit daher danach, ob die Mehrkosten der Verwertung im Vergleich zu der kostengünstigeren Art der Beseitigung über den in der Branche üblichen liegen und nicht dennoch aus Gründen des Gemeinwohls zumutbar sind (BARTELS, 1987, S. 68f.; HOPPE, 1984, S. 104ff. zu § 5 Nr. 3 BImSchG a. F.; THOMAS, 1980, S. 262f.). Damit ist es freilich praktisch ausgeschlossen, daß eine Saldierung zwischen der Rentabilität der Anlage im übrigen und den Mehrkosten der Verwertung vorgenommen werden kann. Diese Ablösung vom Anlagenbezug entspricht jedoch der Systematik des Abfallrechts; sie ist hinzunehmen, solange das Bundes-Immissionsschutzgesetz nicht auch nicht genehmigungsbedürftige Anlagen für die Abfallverwertung in die Pflicht nimmt.

194. Schließlich setzt die vom Gesetz bestimmte Abhängigkeit des Verwertungsgebotes vom Markt angesichts starker Schwankungen der Märkte für aus Abfällen gewonnene Wertstoffe dem Verwertungsgebot erhebliche Grenzen. Es ist offen, wann überhaupt (noch bzw. schon) vom Vorhandensein eines Marktes gesprochen werden kann. Es ist auch unklar, ob Absatzmöglichkeiten nur bei kostenneutraler Abgabe ausreichen oder gar Verluste in Kauf genommen werden müssen und gleichwohl ein Markt im Sinne des § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG anzunehmen ist. Hier kann allerdings unter Umständen das Kriterium der Zumutbarkeit zur Korrektur herangezogen werden, um zu sachgerechten Ergebnissen zu gelangen.

195. Überhaupt nicht passend ist das Marktkriterium bei der Möglichkeit lediglich interner Verwertung ohne Veräußerung der gewonnenen Wertstoffe, die im Einzelfall auch bei nicht nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigungsbedürftigen Anlagen in Betracht kommen wird. Nach dem Grundgedanken des § 3 Abs. 4 Satz 2 in Verbindung mit Abs. 2 § 3 AbfG wird man dieses Kriterium jedoch entsprechend anwenden, das heißt die Möglichkeit der internen Verwertung als „Markt" ansehen müssen, da die Interessenlage ähnlich wie bei der externen Verwertung ist. Insoweit muß allerdings das Erfordernis der Zumutbarkeit in verstärktem Maße die Aufgabe übernehmen, eine unzumutbare Belastung des Eigenentsorgers zu vermeiden.

196. Eine Rangfolge im Verhältnis zwischen mehreren Arten der Verwertung — insbesondere also im Verhältnis zwischen stofflicher Verwertung und Verwertung zur Energiegewinnung — hat der Gesetzgeber bewußt nicht gesetzt, da man meinte, daß auch ohne eine Rangbestimmung die stoffliche Verwertung so lange bevorzugt werden würde, wie ein Markt vorhanden sei (BACKES, 1987, S. 336; BT-Drucksache 10/5656, S. 61f.). Die entsorgungspflichtigen Körperschaften des öffentlichen Rechts und gegebenenfalls entsorgungspflichtigen Abfallbesitzer haben daher — vorbehaltlich von Festsetzungen in Verwaltungsvorschriften nach § 4 Abs. 5 AbfG, die in gewissem Umfang unter Umweltgesichtspunkten eine Gewichtung vornehmen können (Tz. 203ff.), — die freie Entscheidung über die Art der Verwertung. Die Frage, ob Landesrecht in der Lage ist, den generellen Vorrang der stofflichen Verwertung zu begründen, ist zweifelhaft (bejahend: Bay VerfGH, Bay VBl. 1990, S. 367 und 398; ablehnend: BACKES 1987, S. 339; TETTINGER, 1988, S. 44f.; auch BOTHE 1987, S. 942f.; PEINE 1989, S. 80f.). Die Entscheidung hängt davon ab, ob man in § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG eine erschöpfende Regelung sehen muß. Aus umweltpolitischer Sicht sollte man den Ländern eher die Möglichkeit zugestehen, den Vorrang der stofflichen Verwertung zu bestimmen; die thermische Verwertung ist im Hinblick auf unvermeidbare Belastungen der Luft und des Klimas in der Regel mit größeren Umweltrisiken verbunden. Allerdings kann eine Lastpaketbetrachtung — insbesondere unter Einbeziehung der übrigen Umweltmedien — zu einem anderem Ergebnis führen.

197. Die Abfallbeseitigung durch Ablagern oder Verbrennung ohne Energienutzung kommt nach dem Gesetz erst in Betracht, wenn die Möglichkeiten der Verwertung ausgeschöpft sind. Eine Rangentscheidung zugunsten einer bestimmten Art der Abfallbeseitigung trifft das Gesetz nicht. Vorbehaltlich abweichender Festsetzungen in Verwaltungsvorschriften nach § 4 Abs. 5 AbfG oder im Landesrecht, insbesondere in Abfallbeseitigungsplänen, ist der Entsorgungspflichtige daher frei zu entscheiden, welche Methode er wählt.

2.2.7.1.2 Vergleichende Risikobewertung von Vermeidung, Verwertung und Beseitigung

198. Die generelle Rangbestimmung im Verhältnis zwischen Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen beruht auf einer abstrakten abfallwirtschaftlichen Wertung, wonach im Regelfall die Einhaltung dieser Rangfolge zu abfallpolitisch optimalen Ergebnissen führt. Sie bedarf im Einzelfall, das heißt in bezug auf bestimmte Arten von Abfällen, einer Kontrolle im Hinblick auf die mit Vermeidung, Verwertung und Beseitigung jeweils verbundenen Umweltrisiken („Lastpakete") und Kosten. Auch soweit eine gesetzliche Rangbestimmung überhaupt fehlt, wie im Verhältnis zwischen mehreren Verwertungsarten oder Beseitigungsarten, ist eine Entscheidung im Einzelfall über die genannten Alternativen nach Maßgabe einer komplexen vergleichenden Risikobewertung sinnvoll. Das Abfallgesetz ermöglicht einen solchen Risikovergleich nur teilweise und stellt, soweit es ihn ermöglicht, hierfür kein geschlossenes System von Kriterien zur Verfügung.

199. Bei der Entscheidung über Verordnungen nach § 14 AbfG ist die Bundesregierung aufgrund des ihr zustehenden Ermessens ohne weiteres befugt, eine vergleichende Risikobewertung von Vermeidung, Verwertung und Abfallbeseitigung vorzunehmen, und ist nach dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit hierzu sogar verpflichtet (ATZPODIEN, 1987, S. 727ff.; WERNER und SUTTMEYER, 1985, S. 1572 ff.). Zum Teil ist die Notwendigkeit eines Risikovergleichs ausdrücklich in der Ermächtigungsnorm niedergelegt. So sind nach § 14 Abs. 1 Nr. 4 AbfG Beschränkungen von Erzeugnissen hinsichtlich ihrer Beschaffenheit oder Verwendung und Verbote solcher Erzeugnisse nur zulässig, wenn bei ihrer Beseitigung die Freisetzung schädlicher Stoffe nicht oder nur mit unverhältnismäßigem Aufwand verhindert wer-

den könnte. Eine vergleichende Risikobewertung ist auch im Verhältnis zwischen verschiedenen Arten der Verwertung zulässig und gegebenenfalls geboten, die durch Verordnung nach § 14 AbfG angestrebt wird.

200. Soweit Verordnungen zur Vermeidung oder Verringerung von schädlichen Stoffen in Abfällen oder von Abfallmengen oder zur umweltverträglichen Entsorgung nicht bestehen, kann der in § 3 Abs. 2 Satz 3, Abs. 4 Satz 2 AbfG ausgesprochene grundsätzliche Vorrang der Verwertung aufgrund der in dieser Vorschrift genannten Unzumutbarkeit der Mehrkosten der Verwertung, in bestimmten Grenzen auch wegen Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit nach § 2 Abs. 1 Satz 2 AbfG außer Kraft gesetzt werden.

201. Das Kriterium der Zumutbarkeit der Mehrkosten der Verwertung im Vergleich zu den Kosten einer Beseitigung gestattet, die mit der Verwertung verbundene Umweltentlastung zu berücksichtigen, wenngleich die wirtschaftlichen Gesichtspunkte im Vordergrund stehen. Je geringer die Umweltentlastung durch die an sich gebotene Verwertung ist, desto stärker fallen ihre Mehrkosten im Vergleich zur Beseitigung ins Gewicht. Ergibt ein Risikovergleich, daß die Beseitigung unter Umweltgesichtspunkten sogar günstiger ist, so sind die Mehrkosten der Verwertung stets unzumutbar. Allgemein kommt es bei entsorgungspflichtigen Körperschaften darauf an, ob die Mehrkosten der Verwertung im Hinblick auf die zu erwartende Umweltentlastung verhältnismäßig sind (BARTELS, 1987, S. 67; BT-Drucksache 10/5656, S. 62). Bei Privaten sind die Mehrkosten der Verwertung unzumutbar, wenn sie über den in der Branche üblichen liegen und die Verwertung nicht dennoch wegen der zur erwartenden Umweltentlastung geboten ist (BACKES, 1987, S. 335; BARTELS, 1987, S. 68f.; BT-Drucksache 10/5656, S. 62). Der Begriff der Zumutbarkeit ist von seiner Struktur her allerdings nicht geeignet, zum Angelpunkt einer vergleichenden Risikobetrachtung zu werden.

202. Unabhängig davon, ob die Verwertung nach dem Gesetz geboten ist oder die betreffende Körperschaft oder der Abfallerzeuger ein Verwertungsrecht in Anspruch nehmen, lassen sich auch über das „Wohl der Allgemeinheit" in Verbindung mit den gesetzlichen Eingriffsermächtigungen und Genehmigungsvorbehalten in begrenztem Umfang Umweltbelastungen steuern, die mit der Verwertung im Vergleich zur Beseitigung verbunden sind. Gewisse Ansatzpunkte für einen Risikovergleich im Verhältnis zwischen angestrebter Verwertung und Beseitigung ergeben sich insbesondere aus dem objektiven Abfallbegriff (§ 1 Abs. 1 AbfG) unter dem Gesichtspunkt des „Gebotenseins" zur Wahrung des „Wohls der Allgemeinheit" (Abschn. 2.2.3.3.4 und 2.2.3.3.5). Es wurde jedoch schon darauf hingewiesen, daß dieser Begriff nicht nur stark konkretisierungsbedürftig ist, sondern daß seine Ausfüllung besonders im Konfliktfeld zwischen angestrebter privater Verwertung und Entsorgung durch die öffentliche Hand besondere Schwierigkeiten bereitet. Weiterhin kann eine angestrebte Verwertung deshalb ausgeschlossen sein, weil keine für den betreffenden Verwertungsvorgang zugelassene Verwertungsanlage verfügbar ist; wenn ein Verwertungsvorgang bei Einsatz der vorhandenen Verfahren nicht umweltverträglich möglich ist, z. B. schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen verursacht, muß insoweit die Zulassung für die Verwertungsanlage im Hinblick auf das „Wohl der Allgemeinheit" (§ 7 Abs. 1, 2, § 8 Abs. 3 Nr. 1 AbfG i. V. m. § 5 Abs. 1 BImSchG) verweigert werden. Vorbehaltlich einer Verordnung nach § 2 Abs. 3 AbfG kann diese Schranke freilich durch Verbringung der Wertstoffe ins Ausland relativ leicht umgangen werden.

203. Die genannten Vorschriften stellen nur eine Teilregelung der Konfliktprobleme dar, die sich im wesentlichen auf das Verhältnis zwischen angestrebter Verwertung und Beseitigung beschränkt. Staatliche Steuerungsmöglichkeiten im Hinblick auf die mit einer bestimmten Art im Verhältnis zu einer anderen möglichen Art der Verwertung oder Abfallbeseitigung verbundenen Umweltrisiken (einschließlich Flächeninanspruchnahme) bestehen nach Maßgabe von Verwaltungsvorschriften nach § 4 Abs. 5 AbfG. Die Wahlfreiheit der entsorgungspflichtigen Körperschaft des öffentlichen Rechts oder des Abfallerzeugers ist insofern beschränkt, als bestimmte Stoffe oder Abfälle bestimmten Anlagen zur Behandlung und Ablagerung zugeordnet werden, weil grundsätzlich nur diese eine umweltverträgliche Behandlung und Ablagerung sicherstellen. Dies dürfte auch für Siedlungs- und Produktabfälle in Ausnahmefällen in Betracht kommen, etwa bei Bauschutt, Erdaushub und den sogenannten Problemabfällen. Ob auch landesrechtliche Regelungen möglich sind, ist noch nicht abschließend geklärt, aber im Verhältnis zu den entsorgungspflichtigen Körperschaften wohl zu bejahen (BOTHE, 1987, S. 942f.; PEINE, 1989, S. 80f.). Einzelne Landesgesetze haben bereits entsprechende Regelungen getroffen (z. B. § 3a AbfG HE: grundsätzliche Verwertungspflicht für unbelasteten Bauschutt und Erdaushub).

2.2.7.1.3 Bedeutung des getrennten Einsammelns und Beförderns

204. Das Verhältnis von Verwertung und Beseitigung wird in quantitativer und qualitativer Hinsicht in erheblichem Maße durch die Regelungen über das Einsammeln und Befördern von Abfällen und Reststoffen bestimmt, insbesondere durch § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG, der eine verwertungsgerechte Ausrichtung unter anderem des Einsammelns und Beförderns fordert. Dabei handelt es sich aber nicht um ein abstraktes, sondern ein situationsgebundenes Optimierungsgebot, welches von den tatsächlich zur Verfügung stehenden oder angestrebten Verwertungsstrukturen ebenso abhängt wie von der Zumutbarkeit der Gesamtkosten von Getrenntsammlung und eigentlicher Verwertung. Das Gebot wendet sich an die entsorgungspflichtige Körperschaft und — soweit diese die Entsorgung zulässigerweise ausgeschlossen hat — an den Abfallbesitzer, nicht jedoch an gewöhnliche private Haushalte. Da der Erfolg von Systemen der getrennten Sammlung insbesondere beim Hausmüll entscheidend von der Mitwirkungsbereitschaft der Bürger abhängt und diese nicht beliebig steigerbar ist (OEBBECKE, 1990, S. 234), muß bei der Ausgestal-

tung der Sammelsysteme notwendig ein Einschätzungs- und Ermessensspielraum angenommen werden, obwohl § 3 Abs. 2 Satz 4 AbfG nur eine gebundene Entscheidung zuzulassen scheint.

205. Da das Abfallgesetz Vorgaben für bestimmte Getrenntsammlungsmaßnahmen nicht enthält und in bezug auf häusliche Abfälle möglicherweise aus Verfassungsgründen auch nicht enthalten darf, andererseits entsprechende Maßnahmen nicht zum Kernbereich gemeindlicher Selbstverwaltung zählen (BOTHE, 1987, S. 939ff.; JUNG, 1987, S. 50f.), kann in Landesabfallgesetzen z. B. die getrennte Erfassung von Glas, Bauschutt, Erdaushub, Grünschnitt usw. vorgesehen werden (Bay VerfGH, DVBl. 1990, S. 696), wie dies zum Teil mittlerweile der Fall ist (§ 3a AbfG HE und wohl auch § 10 Abs. 1 Nr. 2 AbfG SL). Überwiegend sind von den Ländern hierzu allerdings Abfallbeseitigungspläne und Abfallwirtschaftsprogramme genutzt worden, die flexibler handhabbar sind, dafür aber auch lediglich politische Bindungswirkungen entfalten. Soweit Vorgaben nicht bestehen, bleibt es bei der Satzungshoheit der Gemeinden. Diese erstreckt sich auch auf die Getrenntsammlung von Schadstoffen.

Die Gemeinden können aufgrund ihrer Satzungshoheit dem Bürger die Benutzung von Systemen zur Getrenntsammlung, z. B. einer grünen Mülltonne, auferlegen (OVG Münster, DÖV 1988; S. 307f.), wobei allerdings der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz zu beachten ist. Daraus ergibt sich ein Spannungsfeld zu § 14 Abs. 1 Nr. 2 und Abs. 2 Nr. 4 AbfG, wonach Pflichten zur getrennten Entsorgung oder Überlassung an bestimmte, unter anderem prozedurale Voraussetzungen geknüpft sind. Als Adressat von Verordnungen auf der Grundlage dieser Vorschrift wird man die gewerbliche Wirtschaft, nicht hingegen die privaten Haushalte ansehen müssen (BOTHE, 1987, S. 940). Kommunale Satzungsregelungen, die die Art und Weise des Anschluß- und Benutzungszwangs regeln und auf die Getrenntsammlung von Abfällen zielen, bleiben daher zulässig.

206. Eine besondere Ausgestaltung erfährt § 3 Abs. 2 Satz 4 AbfG durch Teil 1 der TA Abfall, die unter anderem in ihren Nummern 4.2, 6.3.3.1 und 7.1 dem Vermischungsverbot zum Zwecke einer nachfolgenden Verwertung Rechnung trägt. Im Anwendungsbereich des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG ergeben sich Getrennthaltungspflichten aus Sinn und Zweck des Verwertungsgebotes, das heißt sie bestehen nur insoweit als sie einer im Genehmigungsbescheid enthaltenen konkreten Verwertungspflicht dienlich sind.

207. Entscheidende Vorschrift für die inländische Beförderung von Abfällen und bestimmten Reststoffen ist § 13 in Verbindung mit § 2 Abs. 3 AbfG, der durch die Abfall- und Reststoffüberwachungsverordnung vom 3. April 1990 ausgestaltet wird. Von umweltpolitischer Bedeutung ist die Frage, ob die Genehmigung zum Einsammeln und Befördern unter Berufung auf die Vorrangigkeit von Vermeidung und Verwertung versagt, eingeschränkt oder widerrufen werden kann, wie dies in einer neueren gerichtlichen Entscheidung im Grundsatz angenommen wird (VGH Mannheim, NVwZ 1990, S. 483). Da auf die Erteilung der Genehmigung ein Anspruch besteht, wenn die Sicherheit der Entsorgung in personeller und sachlicher Hinsicht gewährleistet ist (VERSTEYL, 1988, § 13 Rn. 18), eignet sich § 12 Abs. 1 AbfG nicht zu Kontingentierungsentscheidungen. Ebensowenig eröffnet die dortige Bezugnahme auf das Wohl der Allgemeinheit die Möglichkeit einer vergleichenden Bewertung von Verwertung und Abfallbeseitigung. Auch unter Umweltgesichtspunkten ist es sinnvoller, beim Erzeuger von Reststoffen anzusetzen und nicht beim Transporteur. Das richtige Instrument dazu liefert § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG, zumal es vor Problementstehung, also vor dem Anfall von Reststoffen ansetzt. Ob eine Beförderung zu einer bestimmten Beseitigungsanlage zulässig ist, kann sich im übrigen auch aus Abfallbeseitigungsplänen ergeben.

2.2.7.2 Regelungen im Bundes-Immissionsschutzgesetz

2.2.7.2.1 Reichweite des Gebots der Vermeidung und Verwertung von Reststoffen

208. Mit der 2. Novelle zum Bundes-Immissionsschutzgesetz wurde § 5 Abs. 1 Nr. 3 um die Pflicht erweitert, im Herstellungsprozeß anfallende Reststoffe nicht nur, wie nach bisherigem Recht, zu verwerten, sondern sie auch zu vermeiden. Durch die Aufnahme des Reststoffvermeidungsgebots in die Vorschriften über das Genehmigungsverfahren ist eine bedeutsame Akzentverschiebung erfolgt. Stand bisher — trotz des Verwertungs- und Beseitigungsgebots für Reststoffe nach der bisherigen Fassung des Gesetzes — die Luftreinhaltung im Vordergrund des Genehmigungsverfahrens, so werden im Hinblick auf die Betonung der Reststoffproblematik in der Neufassung des Gesetzes künftig Fragen der Vermeidung und Verwertung von Reststoffen ein größeres Gewicht gewinnen. Der Gesetzgeber ist davon ausgegangen, daß entscheidende Möglichkeiten zur Abfallvermeidung nicht so sehr im Bereich der Produkte, sondern in Industrie und Gewerbe bei der Herstellung und bei der Be- und Verarbeitung von Gütern liegen (BT-Drucksache 10/2885, S. 14; BT-Drucksache 10/5656, S. 56). Die Vorschriften über die Reststoffvermeidung und -verwertung gelten auch für bestehende genehmigungsbedürftige Anlagen (§ 17 Abs. 2 Satz 1 BImSchG), stehen aber unter dem Vorbehalt der Verhältnismäßigkeit und haben daher tendenziell nur einen abgeschwächten Verbindlichkeitsgrad.

209. Das immissionsschutzrechtliche Reststoffvermeidungs- und -verwertungsgebot gilt nicht für Anlagen, auf die zwar das Bundes-Immissionsschutzgesetz anwendbar ist, die aber keiner Genehmigung bedürfen (§ 22 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG). Anlagen, die keine Luftverunreinigungen, Gerüche oder Lärm verursachen, aber die Gewässer zur Einleitung von Stoffen benutzen und daher nur den bau- und wasserrechtlichen Vorschriften unterliegen, sind ebenfalls im allgemeinen nicht zur Reststoffvermeidung oder -verwertung verpflichtet. Derartige Gebote können ansatzweise bei der Aufstellung von Einleitungsstandards als Bestandteil der allgemein anerkannten Regeln der Technik und insbesondere des Standes der Technik

(§ 7 a WHG) zugrundegelegt werden. Ob sie darüber hinaus auch im Rahmen der Bewirtschaftskonzeption der zuständigen Behörde (§ 1 a Abs. 1, § 6 WHG) den Einleitern auferlegt werden können, ist zweifelhaft, weil man die Auffassung vertreten kann, daß Gesichtspunkte der Vorsorge bei Abwassereinleitungen ausschließlich aufgrund der Spezialvorschrift des § 7 a WHG zur Geltung gebracht werden müssen. Anlagen, die nur den baurechtlichen Vorschriften unterliegen, sind nach diesen Vorschriften weder unmittelbar noch mittelbar zur Reststoffvermeidung oder -verwertung verpflichtet. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß bei — regelmäßig erfolgendem — Ausschluß der von den genannten Anlagen erzeugten Abfälle von der öffentlichen Entsorgung das Verwertungsgebot des Abfallgesetzes eingreift (§ 3 Abs. 2 Satz 3, Abs. 4 Satz 2 AbfG).

210. Insgesamt enthält das geltende Recht keine flächendeckenden Pflichten von Betreibern industrieller oder gewerblicher Anlagen zur Vermeidung und Verwertung von Reststoffen, die im Produktionsprozeß anfallen, sondern konzentriert sich auf die Anlagen, die regelungstechnisch am besten erfaßbar sind, weil sie dem immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren unterliegen. Die Unterwerfung unter die Genehmigungspflicht beruht freilich auf der besonderen Eignung von Anlagen, schädliche Umwelteinwirkungen oder sonstige Gefahren (z. B. durch Unfälle) hervorzurufen (§ 4 BImSchG); Art und Menge der in der Anlage erzeugten Reststoffe sind dabei, wie sich aus der Systematik des § 5 Abs. 1 BImSchG ergibt, nicht erheblich. Diese Begrenzung kann auch durch eine Verordnung nach § 4 BImSchG nicht überwunden werden. Es besteht daher keine Gewähr dafür, daß alle unter dem Gesichtspunkt der Reststofferzeugung besonders relevanten Anlagen von der Genehmigungspflicht erfaßt werden. So unterliegen z. B. Galvanikanlagen nicht der Genehmigungspflicht, obwohl sie mit erheblichen Umweltbelastungen (Abwasser und Abfall) verbunden sind; die gegenwärtige Regelung nach dem Anhang 40 der Abwasserverwaltungsvorschrift, die eine Kreislaufführung vorschreibt, besitzt zum Abfallrecht hin eine offene Flanke, da die herkömmliche Beseitigung von Galvanikschlämmen als Abfall nicht ausgeschlossen ist. Die abfallwirtschaftliche Bedeutung von nicht genehmigungsbedürftigen, nicht dem Vermeidungs- und Verwertungsgebot unterliegenden Anlagen ist erheblich. Abfälle, die in solchen Anlagen erzeugt werden, machen nach einer in Hessen durchgeführten Untersuchung ca. 50 % des Aufkommens an gewerblichem Abfall aus (SUTTER, Mitteilung von 9. März 1990). Die Unzulänglichkeit des Immissionsschutzrechtes in diesem Punkt kann auch nicht durch das Abfallrecht ausgeglichen werden. Zum einen enthält das Abfallgesetz keine Vorschriften über die Vermeidung von Produktionsabfällen (Tz. 188), zum anderen vermag das abfallrechtliche Verwertungsgebot nur indirekt Einfluß auf die Auslegung von Produktionsanlagen zu nehmen, da insbesondere § 3 Abs. 2 Satz 3 und Abs. 4 Satz 2 AbfG begrifflich voraussetzen, daß Abfälle bzw. Reststoffe bereits angefallen sind.

211. Wegen der abfallwirtschaftlichen Bedeutung der Reststoffe aus Anlagen, die zwar dem Bundes-Immissionsschutzgesetz unterfallen, aber nicht genehmigungsbedürftig sind, erscheint dem Rat die Erstreckung des Vermeidungs- und Verwertungsgebots entsprechend den Vorschlägen des Bundesrates (BT-Drucksache 11/4909, S. 31) auch auf diese Anlagen dringend erforderlich. Die damit verbundene Ausdehnung der Kompetenzen der Immissionsschutzbehörden gegenüber den Abfallbehörden ist systemgerecht und sachlich durch die Kontroll- und Steuerungsmöglichkeiten dieser Behörden hinsichtlich des Anlagenbetriebes gerechtfertigt; die notwendige Verknüpfung mit der Abfallwirtschaftsplanung kann durch Beteiligungsrechte der Abfallbehörden sowie gegebenenfalls durch Bindung an die betreffenden Pläne hergestellt werden.

Regelungen in der TA Abfall, die als Alternative in Betracht kämen, erscheinen nicht ohne weiteres gleichwertig, da sie sich nur auf die Verwertung, nicht auf die Vermeidung beziehen könnten. Es erscheint zweifelhaft, ob z. B. die Kreislaufführung schon als Verwertungsmaßnahme anzusehen ist, obwohl der entsprechende Stoff als Abfall überhaupt nicht angefallen ist. Ein Nachteil abfallrechtlicher Regelung liegt auch darin, daß die Einhaltung dieser Regelungen nicht Gegenstand der immissionsschutzrechtlichen Überwachung sein kann.

2.2.7.2.2 Rangbestimmung im Verhältnis zwischen Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Reststoffen

212. Im Bundes-Immissionsschutzgesetz fehlt eine durchgängige Rangentscheidung über das Verhältnis zwischen Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Reststoffen, aber auch über das Verhältnis zwischen mehreren alternativen Arten der Verwertung und der Beseitigung.

213. Die Rangfolge zwischen Vermeidung und Verwertung von Reststoffen aus der Produktion nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG ist unklar. Der Bundesrat hatte in seinem Entwurf zur Novellierung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BT-Drucksache 10/1862 [neu], S. 4, Art. 1 Nr. 1) mit der vorgeschlagenen Formulierung, es müsse sichergestellt sein, daß „Reststoffe beim Betrieb von Anlagen in möglichst geringem Umfang entstehen und diese ordnungsgemäß und schadlos verwertet" werden, eine eindeutige Priorität der Reststoffvermeidung gegenüber der Reststoffverwertung angestrebt. Der zuständige Innenausschuß des Bundestags hat dem Vermeidungsgebot im Verhältnis zum Verwertungsgebot absichtlich „eine weniger eindeutige Priorität eingeräumt" (BT-Drucksache 10/3556, S. 12 f.). Die vom Bundestag verabschiedete Kompromißfassung stellt die Reststoffvermeidung zwar an die Spitze und weist sowohl die Reststoffverwertung als auch die Beseitigung von Reststoffen als Abfälle durch die Gesetzesformulierung als Ausnahmetatbestände aus, enthält jedoch über die dem bisherigen Recht entnommenen Erfordernisse der Ordnungsmäßigkeit und Schadlosigkeit der Verwertung hinaus keine inhaltlichen Kriterien, mit denen ein Vorrang der Reststoffvermeidung vor der Reststoffverwertung aktualisiert werden könnte. Dementsprechend wird im Schrifttum ganz überwiegend von der Gleichrangigkeit von Vermeidung und

Verwertung von Reststoffen aus der Produktion ausgegangen (BARTELS, 1987, S. 59; FELDHAUS, 1985, S. 387; FLUCK 1989, S. 416; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 1 a Rn. 2; JARASS, 1986, S. 608; KUTSCHEIDT, 1986, S. 623; SELLNER, 1988, S. 66f.; anderer Meinung: REBENTISCH, 1989, S. 210 und 212). Es liegt danach grundsätzlich in der Dispositionsfreiheit des Betreibers, ob er den Reststoffanfall begrenzen will — was oft kostspielige Zusatzinvestitionen erforderlich machen wird — oder ob er die anfallenden Reststoffe verwertet. Allerdings gilt im Einzelfall ein Vorrang der Vermeidung vor der Verwertung, wenn die Verwertung nicht ordnungsgemäß oder nicht schadlos möglich ist. Entsprechend der Systematik des Gesetzes ist die maßgebliche Bezugseinheit die Anlage und eine Vermeidung liegt dabei auch dann noch vor, wenn der Reststoff außerhalb des Prozesses, aber innerhalb der Anlage „verwertet" wird.

214. Aus der sprachlichen und systematischen Stufung von Vermeidung und Verwertung von Reststoffen im Text der Vorschrift und im Hinblick auf den im Ausschußbericht zum Ausdruck gelangten Willen der Gesetzesverfasser ist demgegenüber zu folgern, daß der Neufassung des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG der Gedanke einer Art prozeduraler Priorität der Vermeidung von Reststoffen gegenüber der Verwertung in der Form einer Beweisregel zugrundeliegt. Es spricht mit anderen Worten eine Vermutung dafür, daß die Verwertung (außerhalb der Anlage) eher mit unerwünschten Umweltbelastungen verbunden ist. Es ist daher Sache des Betreibers, zur Abwendung der vorrangigen Vermeidungspflicht darzutun, welche alternativen Verfahren er geprüft hat und inwieweit die angestrebte Verwertung ordnungsgemäß und schadlos möglich ist (REHBINDER, 1989, S. 499). Für einen weitergehenden Vorrang der Reststoffvermeidung fehlt es im Gesetz an Anhaltspunkten. Auch die — zum Vollzug dringend erforderlichen — Verwaltungsvorschriften zu § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG können dieses Defizit nicht ausgleichen, insbesondere nicht eine Rangbestimmung treffen, die der Gesetzgeber so nicht selbst getroffen hat. Immerhin erscheint es nicht ausgeschlossen, durch Interpretation des Merkmals der Schadlosigkeit der Verwertung im Einzelfall die Gewichte stärker zur Abfallvermeidung hin zu verlagern. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß damit die Genehmigungsbehörde verstärkt in Entscheidungen intervenieren könnte, die einzel und gesamtwirtschaftlich von hoher Komplexität sind und die Position der Unternehmen auf dem Markt erheblich beeinflussen.

215. Eine Verwaltungsvorschrift zu § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG, die sich darauf konzentriert, die im Gesetz enthaltenen unbestimmten Gesetzesbegriffe zu interpretieren, trägt daher nur in beschränktem Umfang zu einer sinnvollen Handhabung der Vorschrift bei. Dies ist nach Auffassung des Rates ein gewisser Mangel des Entwurfs einer Muster-Verwaltungsvorschrift des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI, 1989, S. 130), der allerdings nur als ein erster Schritt zur Konkretisierung des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG gedacht ist. Wichtig wäre es für die Zukunft, umfassende Verfahrensregelungen zur Konkretisierung der in der Vorschrift enthaltenen Beweisregel und technische Anleitungen für Vermeidung und Verwertung vorzugeben. Die Muster-Verwaltungsvorschrift des Länderausschusses für Immissionsschutz enthält zwar auch Regelungen zur Ausgestaltung des Verfahrens im einzelnen, insbesondere zur Darlegungslast des Betreibers, sieht aber Vermeidung und Verwertung — abgesehen vom Erfordernis der Schadlosigkeit der Verwertung — praktisch als gleichrangig an. Dabei setzt die Regelung den Akzent verfahrensmäßig eher auf die Verwertung (außerhalb der Anlage) als auf die Vermeidung, indem sie bestimmt, daß zuerst die Verwertung der Reststoffe zu prüfen sei. Bei Bejahung der Zulässigkeit und Zumutbarkeit der Verwertung werden etwaige Möglichkeiten der Vermeidung der Reststoffe nicht mehr zum Gegenstand der behördlichen Prüfung gemacht.

216. Die oben aufgezeigten Chancen zu einer Aktualisierung des Vermeidungsgebots werden damit noch nicht voll genutzt. So könnte in einer Verwaltungsvorschrift zu § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG eine Negativliste reststoffintensiver Herstellungsverfahren in kritischen Produktionszweigen aufgestellt werden, zu denen es zumutbare reststoffarme Alternativen gibt, so daß insoweit die Reststoffvermeidung gegenüber der Abfallbeseitigung Vorrang hat. Gegebenenfalls könnte auch angegeben werden, inwieweit die Verwertung der bei den Herstellungsverfahren der Negativliste anfallenden Reststoffe schadlos möglich ist. Soweit danach gegen die Verwertung Bedenken bestehen, ergäbe sich hieraus ein Vorrang der Reststoffvermeidung auch gegenüber der Reststoffverwertung. Unabhängig hiervon könnte der Informationsgehalt der Negativliste die Betreiber veranlassen, ein verfügbares reststoffarmes Herstellungsverfahren zu wählen.

217. Hinsichtlich der Verwertung stellt das Gesetz die Anforderung, daß sie ordnungsgemäß und schadlos möglich sein muß. Hieraus kann sich im Einzelfall eine Rangfolge zwischen konkurrierenden Verwertungsarten ergeben. Eine allgemeine Rangbestimmung ist im Gesetz jedoch nicht enthalten. Es gibt keinen gesetzlichen Grundsatz, wonach etwa die stoffliche Verwertung Vorrang vor der Verwertung zur Energiegewinnung habe. Der Betreiber ist daher grundsätzlich in seiner Entscheidung frei, eine bestimmte Verwertungsart zu wählen. Insbesondere kann er zwischen stofflicher Verwertung und Verwertung zur Energiegewinnung wählen.

218. Dagegen ist es nach dem Gesetz eindeutig, daß Vermeidung und Verwertung von Reststoffen gegenüber der „Beseitigung als Abfälle" vorrangig sind. Die Beseitigung als Abfälle, das heißt die Verbrennung ohne (gezielte) Gewinnung von Energie, die Beseitigung auf Hoher See oder die Deponierung, sind nur zulässig, wenn die Vermeidung und Verwertung der Reststoffe technisch nicht möglich oder unzumutbar sind. Die Problematik der vom Gesetz getroffenen Rangbestimmung liegt freilich in diesen beiden Kriterien. Beide im Gesetz für den Vorrang von Vermeidung und Verwertung genannten Voraussetzungen werfen eine Reihe von Auslegungsfragen auf, die letztlich erst über die Rigidität der grundsätzlichen Rangentscheidung bestimmen. Sie stellen die Immissionsschutzbehörden vor erhebliche Anforderungen, insbesondere im Hinblick auf die Kenntnis der techni-

schen Entwicklung und der Marktsituation; dementsprechend bestehen hier erhebliche Durchsetzungsprobleme.

219. Hinsichtlich des Merkmals der technischen Möglichkeit stellt sich die Frage, ob dieses Merkmal im Sinne des Standes der Technik (§ 3 Abs. 6 BImSchG) oder in einer weiteren Bedeutung auszulegen ist. Im Schrifttum wird neuerdings vielfach die Auffassung vertreten, daß die Vermeidung oder Verwertung bereits dann technisch möglich sei, wenn irgendein geeignetes Verfahren zur Verfügung stehe (FELDHAUS, 1990, § 5 Anm. 9; FLUCK, 1989, S. 411; JARASS, 1983, § 5 Rn. 38; REHBINDER, 1989, S. 501; SCHEIER, 1989, S. 47; anderer Meinung: VG Schleswig, NuR 1983, S. 36; STICH und PORGER, 1988, § 5 Rn. 16: Stand der Technik). Dem schließt sich die Muster-Verwaltungsvorschrift zu § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG an. Danach sind alle tatsächlich in Betracht kommenden — nicht nur die branchenüblichen — Vermeidungs- und Verwertungstechniken zu prüfen, selbst wenn sie, wie bei der Verwertung denkbar, eine Vorbehandlung der Reststoffe erfordern. Diese Auslegung kann sich auf den unterschiedlichen Wortlaut des § 5 Abs. 1 Nr. 3 und Nr. 2 BImSchG stützen. Sie ist aber auch sachlich gerechtfertigt, weil der Gesetzgeber einerseits hinsichtlich der Vermeidung und Verwertung von Reststoffen nicht von einem bereits bestehenden Stand der Technik ausgehen konnte, andererseits mit dem Merkmal der Zumutbarkeit ein zusätzliches Begrenzungskriterium zur Verfügung steht, das die Anforderungen an den Betreiber unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten reduziert.

220. Das Merkmal der Zumutbarkeit, das in der Novelle zum Gesetz an die Stelle der wirtschaftlichen Vertretbarkeit getreten ist, wirft freilich seinerseits erhebliche Auslegungsprobleme auf.

Der bisher im Gesetz verwendete Begriff der wirtschaftlichen Vertretbarkeit wurde von der überwiegenden Meinung ausschließlich im Sinne betriebswirtschaftlicher Rentabilität verstanden, wobei umstritten war, ob auf die Ertragsfähigkeit der Anlage oder die der Verwertung des Reststoffs abzustellen war (HOPPE, 1984, S. 104ff.; THOMAS, 1980, S. 244ff.).

Mit der Einführung des Merkmals der Zumutbarkeit sollten die Anforderungen an den Betreiber verschärft werden (BT-Drucksache 10/1862 [neu], S. 7; BT-Drucksache 10/3556, S. 20; SELLNER, 1988, S. 67). Dies wirkt sich insbesondere dahin aus, daß neben wirtschaftlichen Gesichtspunkten auch auf die Schwere der Umweltnachteile, die eine Abfallbeseitigung im Vergleich zu Reststoffvermeidung oder -verwertung mit sich bringt, abzustellen ist (FELDHAUS, 1985, S. 387; KUTSCHEIDT, 1986, S. 623). Wie im Rahmen des § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG wirkt sich die Berücksichtigung der Umweltbelastung meist, aber nicht notwendig zum Nachteil des Betreibers aus; ist die Abfallbeseitigung unter Umweltgesichtspunkten günstiger als die Verwertung, so sind die Mehrkosten der Verwertung stets unzumutbar. Es ist jedoch nicht ersichtlich, daß der Gesetzgeber, abgesehen von der Verschärfung der Anforderungen, auch den bisher anlagenbezogenen Beurteilungsmaßstab grundlegend verändern wollte.

221. Die Grundpflichten nach § 5 Abs. 1 BImSchG und mithin auch die Verpflichtung zur Vermeidung oder Verwertung von Reststoffen beziehen sich auf eine Anlage. Dies spricht dafür, im Einklang mit der überwiegenden Meinung zu § 5 Nr. 3 BImSchG a. F. (VG Schleswig, NuR 1983, S. 36, 37; THOMAS, 1984, S. 262f.) als Bezugspunkt des Zumutbarkeitsurteils nicht den Entsorgungsvorgang zu wählen und einen bloßen Kostenvergleich zwischen Abfallbeseitigung und Vermeidung oder Verwertung der Reststoffe anzustellen, sondern auf die Anlage abzustellen. Die Vermeidung oder Verwertung ist daher nicht schon dann unzumutbar, wenn ihre Kosten über den in der Branche üblichen Kosten der Abfallbeseitigung liegen und nicht dennoch wegen der Umweltentlastung geboten sind (so aber: HOPPE, 1984, S. 105f.; KUTSCHEIDT, 1986, S. 623; SCHEIER, 1989, S. 48), vielmehr kommt es darauf an, ob die für Vermeidung oder Verwertung aufzuwendenden Kosten unter Berücksichtigung der hierdurch erzielbaren Umweltentlastung für den Betreiber der Anlage (subjektive Betrachtungsweise) oder für Anlagen der von ihm betriebenen Art (objektive Betrachtungsweise) vertretbar erscheinen (REHBINDER, 1989, S. 501).

222. Diese Interpretation ermöglicht es, die — Vermeidung und Verwertung eher hemmende — Orientierung an den Kosten der Abfallbeseitigung zu relativieren und auch die Wirtschaftskraft des Betreibers für die Vermeidung und Verwertung von Reststoffen einzusetzen. Bei der Verwertung kommt es nicht nur auf die Kosten des Verwertungsvorgangs, sondern auch auf die Erlöse aus der Veräußerung oder Erträge aus der Verwendung des gewonnenen Stoffs an. Die bloße Vermarktungsmöglichkeit reicht noch nicht aus. Hieraus ergibt sich, daß die Zumutbarkeit der Verwertung je nach Marktlage schwanken und der Reststoff auch temporär zu Abfall werden kann. Wünschenswert wäre es, in Verwaltungsvorschriften zu § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG eine Liste von technisch möglichen und schadlosen Verwertungsverfahren aufzustellen, die grundsätzlich zumutbar sind (SALZWEDEL, 1989, S. 822f.).

223. Die Muster-Verwaltungsvorschrift zu § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG legt das Merkmal der Zumutbarkeit unterschiedlich aus, je nachdem, ob es bei der Prüfung der Verwertung oder Vermeidung von Reststoffen eine Rolle spielt. Die Verwertung ist hiernach zumutbar, wenn sie anderen Betreibern möglich ist und der mit ihr verbundene Aufwand nicht dazu führt, daß für die in der Anlage erzeugten Produkte keine Vermarktungsmöglichkeit mehr besteht.

Bei der Vermeidung sind die Anforderungen an die Zumutbarkeit von Vermeidungsmaßnahmen im Verhältnis zur Verwertung geringer als im Verhältnis zur Beseitigung. Kommt die Verwertung nicht in Betracht, ist die Vermeidung schon unzumutbar, wenn es erforderlich wäre, das vorgesehene Produktions-, Abgas- oder Abwasserreinigungsverfahren erheblich zu ändern, um die Anlage ohne Anfall der Reststoffe betreiben zu können. Bei Unzulässigkeit einer Abfallbeseitigung ist die Vermeidung erst dann unzumutbar, wenn es durch Änderung des Produktionsverfahrens oder durch Einsatz anderer Abgas- oder Abwasserreinigungstechniken technisch unmöglich ist, den Anfall

von Reststoffen zu verhindern. Die Bejahung der Zumutbarkeit setzt außerdem voraus, daß die in der Anlage erzeugten Produkte trotz der Vermeidungsaufwendungen noch zu einem marktfähigen Preis abgesetzt werden können.

224. Gegen diese Auslegung bestehen nach Auffassung des Rates Bedenken. Sie kann zu erheblichen Eingriffen in die unternehmerische Entscheidung über den Einsatz von Produktions- und Reinigungstechniken führen, ohne daß die hierfür maßgeblichen Differenzierungen ausreichend begründbar sind. Das Gesetz zwingt hierzu nicht; das Merkmal der Zumutbarkeit gilt einheitlich für die Abgrenzung von Vermeidung und Verwertung gegenüber der Beseitigung. Da bei der Bestimmung der Zumutbarkeit Art und Umfang der mit einem bestimmten Produktionsverfahren jeweils abfallseitig verbundenen Umweltbelastung bzw. erzielbaren Umweltentlastung eine Rolle spielen, ist in allen Fällen die Umweltentlastung durch Vermeidung einer Abfallbeseitigung zu berücksichtigen. Hieraus kann sich in der Tat die Zulässigkeit gewisser Differenzierungen im Sinne unterschiedlicher Anforderungen an die Zumutbarkeit ergeben, je nach dem, mit welchen Umweltbelastungen eine Abfallbeseitigung verbunden wäre. Sie verlaufen aber kaum auf der Trennungslinie zwischen Vermeidung in der Anlage und Verwertung außerhalb der Anlage, da die Verwertung in der gleichen Betriebsstätte technisch und wirtschaftlich ähnliche Probleme aufwirft wie die Vermeidung in der Anlage. In jedem Fall sollte das Instrumentarium des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG vorsichtig gehandhabt werden. Einmal sollten sich die Behörden durch systematische Überprüfung aller Anlagen ausreichende Kenntnisse über Vermeidungs- und Verwertungspotentiale verschaffen; das Vorgehen in Hessen ist insoweit vorbildlich. Andererseits sollten Eingriffe auf eindeutige Fälle beschränkt bleiben, da die technische und betriebswirtschaftliche Optimierung der Produktion die Behörden überfordert und isolierte Eingriffe in die unternehmerischen Dispositionen zu Störungen der Wettbewerbsbedingungen führen können, ohne daß hiervon stets sichere Umweltentlastungen von erheblichem Gewicht zu erwarten wären.

225. Bei Altanlagen wird die Behörde im Rahmen der Ermessensausübung neben der branchentypischen Zumutbarkeit eines Vermeidungs- oder Verwertungsverfahrens weitere wirtschaftliche Gesichtspunkte wie insbesondere die Umstellungskosten und bisherigen Aufwendungen für werkseigene Beseitigungsanlagen zu berücksichtigen haben (SCHEIER, 1989, S. 49).

226. Hinsichtlich des Verhältnisses der verschiedenen Arten der Beseitigung zueinander trifft das Gesetz keine generelle Rangentscheidung. Aus den Vorschriften des Gesetzes über die Einbringung von Stoffen in die Hohe See ergibt sich nur, daß eine Abfallbeseitigung durch Einbringen in die Hohe See nur zulässig ist, wenn keine geeigneten Beseitigungsmöglichkeiten an Land zur Verfügung stehen. Das Verhältnis zwischen Verbrennung (ohne Energienutzung) und Deponie von Produktionsabfällen ist im Bundes-Immissionsschutzgesetz ungeregelt, so daß der Betreiber nach diesem Gesetz grundsätzlich frei ist, sich für die eine oder andere Art der Beseitigung nach betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten zu entscheiden. Die Beseitigung von Produktionsreststoffen als Abfälle unterliegt jedoch in vollem Umfang dem Abfallrecht (SELLNER, 1988, S. 67). Die Freiheit des Betreibers kann daher durch Allgemeine Verwaltungsvorschriften nach § 4 Abs. 5 AbfG eingeschränkt werden, in denen Verfahren der Behandlung und Ablagerung festgelegt werden, die in der Regel eine umweltverträgliche Abfallbeseitigung gewährleisten. Es ist daher möglich, bestimmte Arten von Sonderabfällen einer bestimmten Art der Beseitigung zuzuordnen, z. B. vorzusehen, daß bestimmte Sonderabfälle grundsätzlich verbrannt werden müssen. Die neue TA Abfall nimmt derartige Zuordnungen vor (Nr. 4.4.1 i. V. m. Nr. 4.4.2.2).

2.2.7.2.3 Vergleichende Risikobewertung von Vermeidung, Verwertung und Beseitigung

227. Eine Korrektur der grundsätzlichen gesetzlichen Rangentscheidung im Verhältnis zwischen Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Reststoffen nach Maßgabe einer vergleichenden Bewertung des jeweiligen Umweltrisikos und der entstehenden Kosten ist nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz nur in begrenztem Umfang vorgesehen. Das gleiche gilt für die Entscheidung im Einzelfall über alternative Arten der Verwertung und Beseitigung, für die der Gesetzgeber keine Prioritäten gesetzt hat.

228. Wie die Rauchgasentschwefelung von Kohlekraftwerken zeigt, kann die Vermeidung von Emissionen zu einem vermehrten Anfall von — nicht oder nur begrenzt verwertbaren — Reststoffen führen, der bei isolierter Anwendung des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG vermeidbar wäre, wenn Einfluß auf die Wahl eines anderen Verfahrens genommen werden könnte. Es wird auch kaum Vermeidungsverfahren für Reststoffe geben, die nicht auch selbst gewisse Umweltbelastungen zur Folge haben. Es ist denkbar, daß es zu einem vermehrten Anfall anderer Reststoffe, aber auch zu vermehrten Emissionen kommt. Nach dem Wortlaut des Gesetzes stehen Emissionsminderungs- und Reststoffvermeidungsgebot unverbunden nebeneinander.

Der methodisch sicherlich zulässige und gebotene Rückgriff auf den Schutzzweck des Gesetzes führt nicht immer zu eindeutigen Ergebnissen. Werden durch ein Verfahren zur Vermeidung von Reststoffen schädliche Umwelteinwirkungen verursacht, so setzt sich der Schutzgrundsatz des Bundes-Immissionsschutzgesetzes sicherlich gegenüber dem auf dem Vorsorgeprinzip beruhenden Reststoffvermeidungsgebot durch. Bei einer Kollision zwischen emissions und reststoffbezogener Vorsorge ist die Entscheidung dagegen nicht mehr so eindeutig zu treffen. Jedenfalls wäre ein absoluter Vorrang für die Vorsorge gegen Emissionen problematisch, da § 5 Abs. 1 Nr. 2 und Nr. 3 BImSchG gleichrangig nebeneinander stehen, insbesondere die für die Abwärmenutzung in § 5 Abs. 1 Nr. 4 BImSchG getroffene Konfliktentscheidung hier fehlt. Es ist daher im Wege der Abwägung eine Optimierung im Sinne praktischer Konkordanz anzustreben, und dies nicht nur durch Bevorzugung

des relativ schadloseren Verfahrens, sondern gegebenenfalls auch durch Abstriche an der emissionsseitigen Vorsorge (z. T. abweichend: Muster-Verwaltungsvorschrift Ziff. I 3.4.4.2). Entsprechende Gesichtspunkte gelten, wenn eine Verwertung auf dem Betriebsgelände durchgeführt wird und dementsprechend das Bundes-Immissionsschutzgesetz unmittelbar anwendbar ist. Auch insoweit ist ein absoluter Vorrang der Vorsorge gegen Emissionen vor der Vorsorge gegen den Anfall von Reststoffen nach dem umfassenden Schutzzweck des Bundes-Immissionsschutzgesetzes problematisch.

229. Im Verhältnis zwischen Vermeidung und Verwertung von Reststoffen ermöglicht das Gesetz eine Konfliktentscheidung unter dem Gesichtspunkt des jeweiligen Umweltrisikos nur aus der Sicht der Verwertung. Sind sowohl Vermeidung als auch Verwertung technisch möglich und zumutbar, so kann der Betreiber nur dann die Verwertung wählen, wenn diese schadlos erfolgt. Umgekehrt enthält das Gesetz keine Ermächtigung an die zuständige Behörde, die eine Bevorzugung der Verwertung anstelle einer vom Betreiber angestrebten Vermeidung ermöglicht, wenn im Einzelfall die Vermeidung mit grösseren Umweltbelastungen verbunden ist als die Verwertung. Da es sich hier um seltene Ausnahmefälle handeln wird, dürfte diese Lücke im Gesetz nur von geringer Bedeutung sein. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, daß auch das Merkmal der Schadlosigkeit der Verwertung, das die Wahl der Verwertung anstelle einer an sich technisch möglichen und zumutbaren Vermeidung durch den Betreiber begrenzt, nach überwiegender Auffassung im Sinne der auf den jeweiligen Anlagentyp anwendbaren Vorschriften des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (sowie gegebenenfalls weiterer medienspezifischer Umweltgesetze) zu verstehen ist. Es muß danach also nur sichergestellt sein, daß bei der Verwertung die für den Betrieb der Anlage geltenden Vorschriften der § 5 Abs. 1 oder § 22 BImSchG und gegebenenfalls des § 7a WHG eingehalten sind oder — bei Verwertung durch Dritte — eingehalten werden können (FELDHAUS, 1990, § 5 Rn. 9; JARASS, 1983, § 5 Rn. 39; KUTSCHEIDT, 1986, S. 623; weitergehend: REHBINDER, 1989, S. 500 und 502 f.). Der Begriff der Schadlosigkeit ist danach kein Optimierungsbegriff, der die zuständige Behörde ermächtigt, im Genehmigungsverfahren eine umfassende, vergleichende Risikobewertung durchzuführen und aufgrund des Ergebnisses dieser Bewertung dem Betreiber diejenige Maßnahme der Vorsorge gegen Reststoffe aufzuerlegen, die insgesamt mit dem geringsten Umweltrisiko verbunden ist.

230. Anders wird dies zum Teil in der Muster-Verwaltungsvorschrift zu § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG gesehen. Danach bezieht sich das Merkmal der Schadlosigkeit auf die Umweltverträglichkeit sowohl des Verwertungsvorgangs als auch des Verwertungsprodukts. Wenn in das Verwertungsprodukt erheblich mehr Schadstoffe eingehen als bei der Herstellung des gleichen Produkts aus Rohstoffen, wäre hiernach die Verwertung nicht schadlos. Neben diesem absoluten Kriterium führt der Entwurf den Begriff der „relativen Schadlosigkeit" als Ergebnis einer Abwägung der jeweiligen Nachteile von Verwertung und Vermeidung ein. So soll die Verwertung von Reststoffen im Hinblick auf ihre relative Schadlosigkeit zugelassen werden — und kann bei Zumutbarkeit vorgeschrieben werden —, wenn bei einer technisch möglichen Vermeidung größere Nachteile entstehen als im Fall der Verwertung.

231. Nach Auffassung des Rates wird der Begriff der Schadlosigkeit — ähnlich wie der des Gebotenseins beim objektiven Abfallbegriff nach § 1 Abs. 1 Satz 1 AbfG (Tz. 104 ff.) — in erster Linie durch die sektor- und produktbezogenen Regelungen der Umweltgesetze ausgefüllt. Verstößt der Verwertungsvorgang oder das Verwertungsprodukt gegen Anforderungen dieser Gesetze, so vermag auch eine Abwägungsentscheidung nicht von der Einhaltung dieser Anforderungen zu dispensieren. Im übrigen erscheint es jedoch sachgerecht und mit der Wortbedeutung des Merkmals der Schadlosigkeit vereinbar, eine zusätzliche autonome Kontrolle insbesondere über die Verwertung im Hinblick auf die Verwertungsprodukte auszuüben, vor allem wenn es an spezialgesetzlichen Anforderungen an Verwertungsprozeß und Verwertungsprodukt fehlt oder wenn diese Lücken aufweisen. In diesem Rahmen ist dem Konzept der relativen Schadlosigkeit zu folgen. Für eine umfassende vergleichende Risikobewertung bietet das Merkmal der Schadlosigkeit nach dem Wortlaut des Gesetzes keinen Raum, weil es sich nur auf die Verwertung, nicht auf sämtliche Alternativen von der Vermeidung bis zur Beseitigung von Reststoffen einschließlich verschiedener Verwertungs- und Beseitigungsarten bezieht (weitergehend: REHBINDER, 1989, S. 500 f. und 502 f.).

232. Im Verhältnis von Vermeidung und Verwertung von Reststoffen zur Abfallbeseitigung ermöglicht das Merkmal der Zumutbarkeit in § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG eine vergleichende Risikobewertung im Einzelfall nur in begrenztem Umfang, so daß die vom Betreiber angestrebte Abfallbeseitigung anstelle einer Vermeidung oder Verwertung wegen der mit der Abfallbeseitigung verbundenen Umweltbelastungen nur ausnahmsweise verhindert werden kann. Eine solche Abwägung ist an sich erwünscht, weil heute in zunehmendem Maße steigende Beseitigungskosten zum Anreiz für Verwertungsmaßnahmen werden (BT-Drucksache 11/756, S. 4; SANDER, 1985, S. 781; SCHENKEL, 1988, S. 295); dies führt zu Problemen, soweit die Umweltbelastungen von Verwertung und Beseitigung divergieren. Wie bereits dargelegt, ist bei der Bestimmung der Zumutbarkeit auch die zu erwartende Umweltentlastung zu berücksichtigen. Vermeidung oder Verwertung sind nur unzumutbar, wenn ihre Kosten unter Berücksichtigung der hierdurch zu erwartenden Umweltentlastung für den Betreiber der Anlage oder für eine Durchschnittsanlage der Branche nicht vertretbar erscheinen (Tz. 221). Es reicht also nicht ein bloßer Vergleich der Kosten von Vermeidung oder Verwertung im Verhältnis zur Beseitigung und ihrer Auswirkungen auf die Rentabilität der Anlage aus, vielmehr ist auch auf die Schwere der Umweltnachteile durch Beseitigung im Vergleich zu Vermeidung oder Verwertung abzustellen.

233. Risikoüberlegungen stehen bei der Auslegung des Merkmals der Zumutbarkeit jedoch nicht im Vordergrund, sondern vermögen nur — und praktisch

wohl nur ausnahmsweise — die einzelwirtschaftlichen Gesichtspunkte zu relativieren. Daher eignet sich das Merkmal der Zumutbarkeit nicht als Grundlage für eine umfassende vergleichende Risikobewertung. Es ermöglicht aber Randkorrekturen. Im Einzelfall können z. B. erhöhte Vermeidungs- oder Verwertungsanstrengungen gefordert werden, wenn die Reststoffe zu einer besondereren Belastung des Deponieraums oder der Gewässer führen (FLUCK, 1989, S. 11; SALZWEDEL, 1989, S. 822). Dabei ist durch Beteiligung der Abfall- und der Wasserbehörde deren höhere Fachkompetenz angemessen zur Geltung zu bringen.

234. Es ist zweifelhaft, ob die Begrenzung der gesetzlichen Interventionsmöglichkeiten dadurch überwunden werden kann, daß man auf das Erfordernis des Wohls der Allgemeinheit zurückgreift, von dem § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG nunmehr die Zulässigkeit der Errichtung und des Betriebs der Anlage im Hinblick auf die Beseitigung von Reststoffen als Abfälle abhängig macht. Entsprechend der zum bisherigen Erfordernis der Ordnungsmäßigkeit allgemein vertretenen Auffassung bedeutet die Bindung an das Wohl der Allgemeinheit nach Auffassung des Schrifttums nur, daß die Art und Weise der Abfallbeseitigung das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigen darf; die zuständige Behörde hat die Genehmigung daran zu knüpfen, daß die Beseitigung im Einklang mit den abfallrechtlichen (oder wasserrechtlichen) Vorschriften erfolgen kann (FLUCK, 1989, S. 413f.; KUTSCHEIDT, 1986, S. 623; REHBINDER, 1989, S. 503; SCHEIER, 1989, S. 51). Demgegenüber sieht die Muster-Verwaltungsvorschrift im Begriff des Wohls der Allgemeinheit einen umfassenden immissionsschutzrechtlichen Maßstab für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit aller Beseitigungsarten sowie der Reststoffvermeidung. Dieser Maßstab soll es ermöglichen, auch nach vorangegangener Verneinung der Voraussetzungen des Vermeidungs- und Verwertungsgebots, insbesondere wegen Unzumutbarkeit, wieder in die Prüfung der Vermeidung einzutreten und gegebenenfalls den Betreiber als Voraussetzung für die Genehmigung der Anlage zu erhöhten Anstrengungen zur Vermeidung der anfallenden Reststoffe zu veranlassen (REBENTISCH, 1989, S. 212f.). Konsequenterweise müßten entsprechende immissionsschutzrechtlichen Anforderungen nicht nur im Verhältnis zum Abfall, sondern auch im Verhältnis zum Gewässerschutzrecht gelten.

Eine derartige ausdehnende Auslegung kann sich darauf stützen, daß durch die 2. Novelle zum Bundes-Immissionsschutzgesetz das Merkmal der „Ordnungsmäßigkeit" der Abfallbeseitigung durch das des „Wohls der Allgemeinheit" ersetzt worden ist. Die Veränderung des Gesetzestextes hat aber wohl nur terminologische Bedeutung; sie soll der begrifflichen Harmonisierung von Immissionsschutz- und Abfallrecht dienen. Das „Wohl der Allgemeinheit" ist im Gesetz nicht als Beurteilungskriterium für die Alternative zwischen Vermeidung, Verwertung und Beseitigung, sondern als Anforderung allein an die Beseitigung, das heißt den Beseitigungsvorgang, formuliert. Nach der gegenwärtigen Auslegung in der Muster-Verwaltungsvorschrift führt die Heranziehung des „Wohls der Allgemeinheit" wohl nicht zu weitergehenden Eingriffen in die unternehmerische Dispositionsfreiheit als dies mit Hilfe des Merkmals der Zumutbarkeit möglich ist. Theoretisch könnte hierdurch aber das interventionistische Instrumentarium des Gesetzes in einer Weise verstärkt werden, daß umweltpolitisch sinnvollere und ökonomisch verträglichere Lösungen — z. B. über Verwaltungsvorschriften nach § 4 Abs. 5 AbfG oder § 7a WHG, Abfallentsorgungs- oder Abwasserbeseitigungspläne oder ökonomische Instrumente — behindert werden. Vor allem bedeutet die ausdehnende Auslegung des „Wohls der Allgemeinheit" einen Kompetenzzuwachs für die Genehmigungsbehörden gegenüber den Abfall- und Wasserbehörden, die zur Bewirtschaftung und optimalen Auslastung des knappen Deponieraums sowie zur Bewirtschaftung der Gewässer die größere Sachnähe haben.

235. Dagegen kann der Betreiber, wenn eine von ihm angestrebte Verwertung von Reststoffen wegen ihrer Umweltbelastungen nicht tolerabel ist, zur Beseitigung als Abfall veranlaßt werden. Dies ergibt sich aus dem Merkmal der Schadlosigkeit der Verwertung, dessen primäre Funktion es zwar ist, die Verwertung anstelle einer angestrebten Beseitigung zu erzwingen, das aber auch Anwendung findet, soweit es um freiwillige Verwertung geht (REHBINDER, 1989, S. 502f.). Wenn die Beseitigung wegen der mit der angestrebten und jeder anderen möglichen Art der Verwertung verbundenen Umweltbelastungen geboten ist, unterliegen Reststoffe voll dem Abfallrecht, bei gefährlichen Abfällen damit auch den Nachweispflichten nach der Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung.

2.2.8 Zusammenfassung der Empfehlungen

236. Die sich aus der Zweigleisigkeit des materiellen Abfallrechts ergebenden inhaltlichen Disharmonien, Überschneidungen und Kompetenzkonflikte sollten in dem Sinne bereinigt werden, daß das anlagenbezogene Abfallrecht grundsätzlich dem Immissionsschutzrecht und den für dessen Vollzug zuständigen Behörden zugewiesen wird.

Die Verwertung von Abfällen und Reststoffen einschließlich der Zulassung von Verwertungsanlagen sollte insgesamt dem Abfallgesetz entzogen und dem Bundes-Immissionsschutzgesetz unterstellt werden. Die Kontrolle des Verbleibs der Abfälle und Reststoffe und der Deklarierung sollte dagegen weiterhin nach den Anforderungen des Abfallrechts erfolgen.

Die Verzahnung zwischen anlagenbezogenem und stoff- und mengenbezogenem Abfallrecht ist durch Bindung der Immissionsschutzbehörden an die Abfallwirtschaftkonzeption der Abfallbehörden und deren stärkere Beteiligung bei Entscheidungen sicherzustellen.

237. Die Schwächen des abfallrechtlichen Instrumentariums insgesamt, nämlich daß es von seiner Konzeption her nicht auf die Prozeß und Produktinnovation mit dem Ziel einer Vermeidung künftiger Abfallprobleme Einfluß nimmt, sollten langfristig über-

wunden werden. Der Rat empfiehlt zu prüfen, ob durch „weiche" Instrumente wie Berücksichtigungs- und Dokumentationspflichten Impulse für eine abfallfreundliche Innovation gegeben werden können. Der Gesetzgeber sollte eindeutige Aussagen zum Verhältnis zwischen Vermeidung und Verwertung von Abfällen und Reststoffen sowie zum Verhältnis zwischen stofflicher und thermischer Verwertung treffen. Die dem Gesetz ursprünglich zugrundeliegende Vorstellung, bei der Abfallverbrennung sei mit einer erheblichen Energieausbeute zu rechnen, erscheint überholt. Der Rat empfiehlt gesetzliche Regelungen, die es gestatten, eine im Regelfall abfallwirtschaftlich vorrangige oder gleichrangige Maßnahme im Einzelfall zurückzusetzen, wenn diese sich aufgrund einer vergleichenden Risikobewertung anhand von „Lastpaketen" für die Umwelt als ungünstiger erweist als eine alternativ in Betracht kommende Maßnahme.

2.3 Abfallbeseitigungsplanung und Zulassung der Beseitigungsanlagen

2.3.1 Planung der Abfallbeseitigung

238. Jede Planung ist durch eine planerische Gestaltungsfreiheit der Planungsbehörde — begrenzt durch das Gebot der gerechten Abwägung aller betroffenen privaten und öffentlichen Belange (HOPPE, 1981, Rn. 282 ff.) — gekennzeichnet. Schutzwürdige, mit der Abfallentsorgung konkurrierende und damit abzuwägende Belange ergeben sich insbesondere aus § 2 Abs. 1 Satz 2 des Abfallgesetzes (AbfG), beispielsweise das Interesse am Gewässerschutz, an der Luftreinhaltung und an der Landespflege. Da die Abfallentsorgung ihrerseits umweltbelastende Effekte nach sich ziehen kann, ist sie bei der Abwägung ebenso konfliktfähiges wie schutzwürdiges Interesse und hat unter beiden Gesichtspunkten in die Abwägung einzugehen (JUNG, 1988, S. 8).

Wenngleich die Abfallbeseitigungsplanung gemäß § 6 AbfG vom Einzelfall unabhängig ist (Abschn. 2.2.6.4), kann sie für die Zulassung einer konkreten Beseitigungsanlage eine faktisch präjudizielle und auch rechtlich bindende Wirkung entfalten (Abschn. 2.3.1.3). Der Rat betont deshalb nochmals, daß es im Sinne einer effektiven Umweltvorsorge erforderlich ist, schon die Stufe der Planung einem UVP-Verfahren zu unterwerfen, wenn durch diese Planung konkrete Standorte festgelegt werden (Abschn. 2.3.2.2.1).

2.3.1.1 Inhalt der Abfallbeseitigungspläne

239. Der Inhalt der Abfallbeseitigungspläne (im Gesetz Abfallentsorgungspläne genannt) läßt sich § 6 Abs. 1 AbfG entnehmen. Satz 1 verpflichtet die Länder, ihr gesamtes Gebiet in die Abfallbeseitigungsplanung (im weiteren auch Abfallplanung genannt) einzubeziehen. Diese Verpflichtung kann durch Aufstellen eines einheitlichen Planes, aber auch durch Teilplanung, die einen räumlichen oder sachlichen Teilabschnitt des Landes gesondert behandelt, erfüllt werden (BARTELS, 1987, S. 86). Die Abfallbeseitigungspläne sind weiter an überörtlichen Gesichtspunkten, d. h. unter Beachtung regionaler und landesweiter Aspekte, auszurichten. Zu unterscheiden sind gesetzlich vorgeschriebene und fakultative Festlegungen.

Gesetzlich vorgeschriebene Festlegungen

240. Der Schwerpunkt der Abfallplanung liegt in der in § 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG normierten Festlegung der Standorte für Abfallbeseitigungsanlagen. Für Abfälle im Sinne des § 2 Abs. 2 AbfG, mit denen aufgrund der Wirtschaftsstruktur des Planungsbereichs zu rechnen ist, schreibt § 6 Abs. 1 Satz 4 AbfG eine besondere Berücksichtigung vor. Ein Standort ist dann geeignet im Sinne des § 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG, wenn er den Voraussetzungen des § 2 Abs. 1 AbfG genügt. Die Wahl des Standorts hat sich demnach am Allgemeinwohl unter besonderer Berücksichtigung der in § 2 Abs. 1 Satz 2 AbfG aufgezählten öffentlichen Belange zu orientieren. Daneben müssen sonstige abfallwirtschaftliche Gesichtspunkte, wie etwa die Geeignetheit von Transportwegen, Kapazitätsanforderungen, Betriebs- und Investitionskosten, oder die Frage nach Abnehmern von durch die Verwertung gewonnenen Stoffen in die Planung miteinbezogen werden. Ein Standort ist dann als geeignet anzusehen, wenn er den zu berücksichtigenden Aspekten gerecht wird. Bei mehreren geeignet erscheinenden Standorten ist eine Abwägung aller Faktoren vorzunehmen (BARTELS, 1987, S. 85). Die Ausweisung des Standorts kann von der Planungsbehörde durch mehr oder weniger präzise Festlegungen getroffen werden. Ausreichend ist es, wenn der Plan lediglich den Ort der Abfallbeseitigungsanlage angibt (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 6 Rn. 10). Möglich ist aber auch eine parzellenscharfe Ausweisung des Standortes. Detaillierte Angaben sind indessen allenfalls empfehlenswert, wenn der Standort in die gemeindliche Bauleitplanung übernommen werden soll.

241. Eine weitere gesetzliche Regelung ist in § 8 Abs. 4 BNatSchG getroffen. Danach muß der Plan bei Eingriffen in Natur und Landschaft Ausgleichsmaßnahmen ausweisen. Derartige Eingriffe liegen nach § 8 Abs. 1 BNatSchG vor, wenn Gestalt oder Nutzung von Grundflächen durch geplante Anlagen verändert und dadurch die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes oder das Landschaftsbild erheblich oder nachhaltig beeinträchtigt werden. Der Eingriff muß nach dem Gesetzeswortlaut aufgrund eines Fachplanes erfolgen. Erforderlich ist daher, daß die den Eingriff verursachende Entsorgungsanlage bei Aufstellung des Planes noch nicht besteht (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 6 Rn. 18).

Fakultative Festlegungen

242. Das Abfallgesetz sieht in § 6 Abs. 1 Satz 5 weitere mögliche Festlegungen vor. Die Aufzählung ist nach einhelliger Meinung nicht abschließend (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 6 Rn. 12; JUNG, 1988, S. 181).

Die Planungsbehörden haben die Möglichkeit, im Plan zu bestimmen, wer Träger einer Beseitigungsanlage sein soll. Die Festlegung einer Trägerschaft berührt den Schutzbereich des Artikel 12 Abs. 1 GG noch stärker als die oben beschriebene Standortbestimmung. Sie schließt die konkurrierenden potentiellen Anlagenbetreiber von der Beseitigung aus und kann bis zur Einräumung einer Monopolstellung gehen. Ihre Rechtmäßigkeit setzt nach der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts eine schwere

Gefahr für ein überragend wichtiges Gemeinschaftsgut voraus. Dies kann insbesondere bei der Beseitigung von Sonderabfällen zu bejahen sein. Das Betreiben von Sonderabfallbeseitigungsanlagen erfordert regelmäßig einen besonders hohen technischen Aufwand, der in der Regel nur bei rentabler Auslastung finanzierbar ist. Der Schutz der Allgemeinheit kann daher unter Umständen eine Gewähr für die Auslastung der Kapazitäten erforderlich machen (JUNG, 1988, S. 179).

§ 6 Abs. 1 Satz 5 AbfG gibt den Planungsbehörden darüber hinaus die Möglichkeit, die Entsorgungspflichtigen an eine bestimmte Beseitigungsanlage anzubinden. Die Anordnung von Überlassungspflichten erleichtert die behördliche Überwachung der Abfallbeseitigung. Sie ist unter anderem dann zweckmäßig, wenn die Beseitigung außerhalb des Geltungsbereichs eines Planes anfallender Abfälle verhindert werden soll (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 6 Rn. 17). Die Verpflichtung, Abfälle in einer bestimmten Anlage beseitigen zu lassen, setzt allerdings voraus, daß die Behörde die Festlegung im Plan gemäß § 6 Abs. 1 Satz 6 AbfG für verbindlich erklärt (Abschn. 2.3.3.2). Ohne eine solche Verbindlichkeitserklärung kann eine Anbindung der Entsorgungspflichtigen an eine Beseitigungsanlage nur über § 8 Abs. 1 Satz 1 AbfG erreicht werden, indem die Behörde dem Betreiber einer Anlage durch Auflagen aufgibt, lediglich von bestimmten Entsorgungspflichtigen Abfälle anzunehmen (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 6 Rn. 17).

243. Dem Planungsträger bleibt es unbenommen, weitere über § 6 Abs. 1 Satz 5 AbfG hinausgehende Festlegungen zu treffen. Dadurch können die Abfallbeseitigungspläne der abfallwirtschaftlichen Entwicklung angepaßt werden. In Betracht kommen beispielsweise die Aufnahme zeitlicher Fristen für die Errichtung von Beseitigungsanlagen, die Angabe von Kapazitätsbestimmungen, Aussagen zur Abfallverwertung (vgl. etwa die Teilpläne Hausmüll und Sondermüll in Bayern), Vorgaben über die Art der Behandlung und Beseitigung, z. B. Verbrennung (BOTHE, 1987, S. 943), oder die Ausweisung von Negativflächen.

244. Ist ein Abfallbeseitigungsplan noch nicht aufgestellt, schreibt der Gesetzgeber in § 6 Abs. 3 AbfG die Aufstellung vorläufiger Pläne vor. In diese Pläne werden die im Bundesland vorhandenen Beseitigungsanlagen im Wege einer Bestandsaufnahme aufgenommen. Die Regelung soll unter anderem dazu beitragen, die aufgrund fehlender Abfallbeseitigungspläne bestehenden Unsicherheiten bei den Entsorgungspflichtigen zu mildern.

2.3.1.2 Aufstellung der Abfallbeseitigungspläne

245. Das Abfallgesetz des Bundes verpflichtet in § 6 Abs. 1 Satz 1 AbfG die Länder zur Aufstellung von Abfallbeseitigungsplänen, dort Abfallentsorgungspläne genannt. Die Normierung dieser Pflicht wurde den EG-Mitgliedstaaten durch Artikel 6 der Richtlinie des Rates über Abfälle vom 15. Juli 1975 auferlegt (75/442/ABl. EG Nr. L 194 vom 25. Juli 1075, S. 47). Daneben sind die Mitgliedstaaten auch durch die Sonderabfall-Richtlinie vom 20. März 1978 zur Aufstellung und Fortschreibung von Plänen für die Beseitigung giftiger und gefährlicher Abfälle verpflichtet (Artikel 12 Sonderabfall-Richtlinie 78/319/ABl. EG Nr. L 84 vom 31. März 1978, S. 43).

Die Bundesländer haben bislang von der ihnen vorgegebenen Verpflichtung in unterschiedlichem Maße Gebrauch gemacht (Abschn. 2.3.2.1).

Der Bundesgesetzgeber hat es den Ländern selbst überlassen, das Verfahren zur Aufstellung der Pläne zu regeln. Verfahrensregelungen finden sich daher teilweise in den Ausführungsgesetzen der Länder zum Abfallgesetz, teilweise wird auf die Verfahren der Landesplanungsgesetze verwiesen.

Beteiligung der Entsorgungspflichtigen und der Standortgemeinden

246. Die Festlegungen der Beseitigungspläne, insbesondere die Standortwahl, die Bestimmung der Träger oder aber der Einzugsbereiche einer bestimmten Beseitigungsanlage kollidieren nicht selten mit den Interessen der Standortgemeinden und der Entsorgungspflichtigen. Sie schränken die Planungshoheit der Gemeinden und damit ihr verfassungsrechtlich garantiertes Selbstverwaltungsrecht ein. Seitens der Entsorgungspflichtigen können sie im Fall des § 3 Abs. 4 Satz 1 AbfG, also bei bestehender Entsorgungspflicht des Besitzers von Sonderabfällen, dessen Grundrecht auf Berufsfreiheit gemäß Artikel 12 Abs. 1 GG berühren. Die danach zu fordernde Beteiligung der betroffenen Körperschaften und Entsorgungspflichtigen am Planungsverfahren ist landesgesetzlich unterschiedlich ausgestaltet. Sie reicht von einer Anhörung der Standortgemeinden und Landkreise (vgl. § 10 Abs. 3 Satz 2 AbfG Nds.) über eine Beteiligung der von der Planaufstellung betroffenen kreisfreien Städte, Kreise und kreisangehörigen Gemeinden an der Planung (vgl. § 17 Abs. 1 Satz 2 LAbfG NW) bis hin zu einer Planaufstellung im Benehmen mit den Entsorgungspflichtigen und den Standortgemeinden (vgl. § 5 Abs. 1 Satz 1 LAbfG Rh.Pf.).

247. Die aufgezeigten Beteiligungsmöglichkeiten werden überwiegend als unzureichend kritisiert (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 6 Rn. 34; JUNG, 1988, Satz 193). Die Landesgesetze lassen eine Beteiligung privater Entsorgungspflichtiger vermissen. Bundesrechtlich vorgegeben ist allein die Beteiligung der betroffenen Gemeinden, denn nach ständiger Rechtsprechung umfaßt das durch Artikel 28 Abs. 2 GG verfassungsrechtlich garantierte Selbstverwaltungsrecht der Gemeinden das Recht, an allen Planungen, die den örtlichen Bereich betreffen, zumindest durch Anhörung beteiligt zu werden (BVerwGE 31, Satz 264 f.). Die Ausgestaltung der gemeindlichen Mitwirkungsrechte als Anhörungsrechte kann jedoch nicht als ausreichend angesehen werden, Umsetzungsprobleme vor Ort zu verhindern. Sie bietet keine Gewähr für eine tatsächliche Berücksichtigung der gemeindlichen Belange. Gefordert wird deshalb ein Aufstellen der Beseitigungspläne im Benehmen mit den entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften

sowie ein kommunales Vorschlagsrecht (HOPPE und BECKMANN, 1990, S. 6; JUNG, 1988, S. 195). Eine Einführung dieser Koordinationsform würde den Planungsträger verpflichten, Stellungnahmen der Gebietskörperschaften entgegenzunehmen, sich mit ihnen auseinanderzusetzen und das Ergebnis seiner Abwägungen im Beseitigungsplan kundzumachen (JUNG, 1988, S. 195). Wenngleich damit zu rechnen sein wird, daß die betroffenen Standortgemeinden sich grundsätzlich zunächst gegen eine Inanspruchnahme ihres Gemeindegebiets wehren werden, spricht doch vieles dafür, daß eine größere gemeindliche Beteiligung unter Einschluß einer realen Auseinandersetzung mit den gemeindlichen Einwendungen die Akzeptanzbereitschaft der Standortgemeinden erhöhen wird (SCHENKEL, 1990, S. 142; Abschn. 2.3.4). Einer mißbräuchlichen Verzögerung von Planungsverfahren sollte durch eine Bestimmung von Fristen für die Beteiligung begegnet werden.

Beteiligung der Öffentlichkeit

248. Die geltenden Landesregelungen zum Planungsverfahren sehen eine Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Planaufstellung nicht vor. Begründet wird dies damit, daß eine fundierte Beteiligung an der Beseitigungsplanung Kenntnisse über die vielfältigen natürlichen, wirtschaftlichen und sozialen Verflechtungen des Landes sowie über technische Zusammenhänge voraussetze, die in der Bevölkerung zumeist nicht vorhanden seien (JUNG, 1988, S. 201). Andererseits steht die Beteiligung der Öffentlichkeit in engem Zusammenhang mit der Akzeptanz von Beseitigungsanlagen (Abschn. 2.3.4).

249. Die Einbeziehung des Planungsverfahrens in die Umweltverträglichkeitsprüfung würde zwangsläufig eine Beteiligung der Öffentlichkeit mit sich führen, denn die Öffentlichkeitsbeteiligung ist ein unverzichtbares Element der Umweltverträglichkeitsprüfung (vgl. SRU, 1987, Tz. 137). Die UVP könnte dann entscheidend zur Erhöhung der Akzeptanz beitragen, wenn die Standortentscheidung bereits im Zuge der Planaufstellung getroffen wird. Sollte sich der Beseitigungsplan wegen der Schwächen einer frühzeitigen Standortentscheidung auf Aussagen zu den in einer Region vorzusehenden Kapazitäten und Anlagentypen beschränken, wäre ein ausreichender Projektbezug nicht mehr gegeben. Auch dann wäre es aber sinnvoll, die Suche nach einem konkreten Standort vorzustrukturieren (Abschn. 2.3.2.2.1).

Abstimmungspflicht

250. § 6 Abs. 1 Satz 3 AbfG schreibt die Verpflichtung der Länder vor, ihre Abfallbeseitigungspläne aufeinander abzustimmen. Die Norm entspricht der allgemeinen Abstimmungspflicht des § 4 Abs. 5 ROG. Sie ist insbesondere für die Beseitigung von Sonderabfällen von großer Bedeutung, da es unzweckmäßig wäre, in jedem Land Beseitigungsanlagen für Sonderabfälle jeder Art bereitzuhalten.

Die Abstimmung kann formlos, aber auch in verbindlicher Form durch vertragliche Vereinbarungen der Länder erfolgen. Letzteres ist dann erforderlich, wenn ein Plan den Beseitigungspflichtigen die Pflicht auferlegt, ihre Abfälle in der Beseitigungsanlage eines anderen Landes zu beseitigen und diese planerische Festlegung nach § 6 Abs. 1 Satz 6 AbfG für verbindlich erklärt wird. Die bindende Abstimmung zwischen den Ländern ist in diesem Fall notwendig, weil eine Verpflichtung zur Beseitigung außerhalb des Hoheitsgebietes eines Landes dem Entsorgungspflichtigen nur dann auferlegt werden kann, wenn er seine Abfälle auch tatsächlich dort beseitigen kann.

2.3.1.3 Rechtswirkungen

251. Bei der Frage nach den Rechtswirkungen von Abfallbeseitigungsplänen ist zwischen unverbindlichen und solchen Plänen zu unterscheiden, die gemäß § 6 Abs. 1 Satz 6 AbfG für verbindlich erklärt worden sind.

Nicht für verbindlich erklärte Pläne

252. Solange ein Abfallbeseitigungsplan nicht für verbindlich im Sinne des § 6 Abs. 1 Satz 6 AbfG erklärt worden ist, hat er grundsätzlich — abgesehen von § 13 Abs. 1 Nr. 3a und 4a AbfG — bundesrechtlich keine unmittelbaren Rechtswirkungen für die Entsorgungspflichtigen oder sonstige Beteiligte. Er ist vielmehr lediglich Richtlinie für behördliche Entscheidungen oder sonstige Maßnahmen. Im Falle ausreichender Bekanntmachung kann er die Wirkung einer Verwaltungsvorschrift für die zuständigen Behörden erlangen. Als solche kann er über Artikel 3 GG zu einer Ermessensbindung der für die Genehmigung von Beseitigungsanlagen zuständigen Behörde führen (JUNG, 1988, S. 204).

253. Daneben kann der Abfallbeseitigungsplan auch landesrechtliche Wirkungen enthalten. So kann er in einigen Ländern Grundlage für den Erlaß bauplanungsrechtlicher Veränderungssperren sein (vgl. beispielsweise § 13 Abs. 3 LAbfG BW; Artikel 7 Abs. 3 bay. AbfG; § 7 Abs. 3 LAbfG Rh.Pf.).

Verbindliche Abfallbeseitigungspläne

254. § 6 Abs. 1 Satz 6 AbfG überläßt es den Ländern, Abfallbeseitigungspläne oder Teilpläne für verbindlich zu erklären. Durch die Verbindlicherklärung erlangen die Pläne Außenwirkung und werden unmittelbar bindendes Recht für diejenigen, auf die sich die Verbindlichkeit erstreckt.

255. § 6 Abs. 1 Satz 6 AbfG sieht die Möglichkeit vor, die Abfallbeseitigungspläne für die Entsorgungspflichtigen für verbindlich zu erklären. Sollen die Pläne Verbindlichkeit lediglich für die entsorgungspflichtigen Körperschaften erlangen, bedarf es dafür keiner Rechtsnorm, wenn die Verbindlichkeit nach dem Planungsrecht der Länder durch Bekanntmachung des Plans erlangt werden kann. Dies setzt aber einen gesetzlichen Verweis auf die Vorschriften für Fachpläne nach dem Landesplanungsrecht voraus (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 6 Rn. 22).

256. Verbindlichkeit auch gegenüber privaten Entsorgern kann der Abfallbeseitigungsplan dagegen nur durch Rechtsnorm, d. h. durch Gesetz oder Rechtsverordnung, erlangen. Dies gilt auch dann, wenn die Länder über § 6 Abs. 1 Satz 6 AbfG hinaus die Verbindlichkeit auf Jedermann, also auch auf Nichtentsorgungspflichtige, erstrecken wollen. Erforderlich ist eine derartige Verbindlicherklärung insbesondere, wenn die planerischen Festlegungen etwa durch Bestimmung einer Trägerschaft oder Anbindung Entsorgungspflichtiger an bestimmte Anlagen das Grundrecht auf Berufsfreiheit gemäß Artikel 12 Abs. 1 GG einschränken.

257. Der Grad sowie die Art und Weise der Verbindlicherklärung sind landesrechtlich unterschiedlich geregelt. Im Hinblick darauf, daß verbindliche Beseitigungspläne unter Umständen zeitraubende Änderungsverfahren nach sich ziehen können, ist beispielsweise in Bayern eine allgemeine Verbindlicherklärung für Abfallbeseitigungspläne nicht vorgesehen. Der Abfallbeseitigungsplan ist nach Artikel 1 Abs. 2 bay. AbfG fachlicher Entwicklungsplan im Sinne des Artikel 15 des bayerischen Landesplanungsgesetzes (bay. LplG). Dadurch zieht er eine Anpassungspflicht der staatlichen Behörden nach sich (vgl. § 5 Abs. 4 ROG, Artikel 4 Abs. 1 bay. LplG). Andere Länder dagegen sehen die Möglichkeit der Verbindlicherklärung für die Entsorgungspflichtigen durch Rechtsverordnung (vgl. § 18 LAbfG NW) oder durch Gesetz (vgl. § 3 AbfG Hmb.) vor.

258. Das Abfallgesetz selbst knüpft Rechtsfolgen an einen verbindlichen Abfallbeseitigungsplan.

Gemäß § 8 Abs. 3 Satz 1 AbfG muß die Behörde einen Planfeststellungsbeschluß oder eine Genehmigung zum Betreiben einer Beseitigungsanlage versagen, wenn das Vorhaben den Feststellungen eines verbindlichen Abfallbeseitigungsplans zuwiderläuft.

Beim Verstoß gegen einen nicht für verbindlich erklärten Plan hat die Behörde dagegen einen Ermessensspielraum (BARTELS, 1987, S. 87).

Nach der Rechtsprechung des bayerischen Verwaltungsgerichtshofs (BayVGH, UPR 1986, Satz 431) ist der verbindliche Abfallbeseitigungsplan auch für die Erteilung der Einsammlungs- und Beförderungsgenehmigung nach § 12 Abs. 1 AbfG von Belang. Nach dessen Satz 3 darf die Genehmigung nur erteilt werden, wenn gewährleistet ist, daß eine Beeinträchtigung des Allgemeinwohls nicht zu besorgen ist. Bei den in diesem Zusammenhang zu würdigenden Gesichtspunkten können nach dieser Rechtsprechung nur die Festlegungen eines für verbindlich erklärten, nicht aber die eines unverbindlichen Beseitigungsplans Berücksichtigung finden.

2.3.1.4 Verhältnis der Abfallplanung zur Raumordnung und Landesplanung

259. Die Abfallplanung ist Fachplanung, da sie allein das Aufgabengebiet „Abfallentsorgung" planerisch bewältigen soll (HOPPE, 1981, Rn. 41; JUNG, 1988, S. 169). Im Gegensatz dazu steht die Raumordnung und Landesplanung, die als Gesamtplanung auf die Koordinierung aller in einem Raum auftretender Raumansprüche und Belange gerichtet und damit überfachlich ist (HOPPE, 1981, Rn. 52ff.). Der Querschnittscharakter des Raumordnungsverfahrens, das die Berücksichtigung sämtlicher relevanten Interessen und damit auch die der Umweltbelange zum Ziel hat, sowie die umfassende Beteiligung aller im konkreten Fall betroffenen Behörden und öffentlichen Planungsträger lassen dieses Verfahren als geeignet zur Einführung der UVP erscheinen. Der Rat begrüßt, daß das UVP-Gesetz der Forderung nach Einbeziehung dieses Verfahrens in die Umweltverträglichkeitsprüfung entsprochen hat (vgl. § 16 UVPG; § 6a ROG).

260. Das Verhältnis der Abfallplanung zur Raumordnung und Landesplanung ergibt sich aus der Raumordnungsklausel des § 2 Abs. 1 Satz 3 AbfG. Danach müssen bei der Abfallbeseitigung und damit auch bei ihrer Planung (JUNG, 1988, S. 167) die Ziele und Erfordernisse der Raumordnung und Landesplanung beachtet werden. Diese Beachtenspflicht entspricht den im Verhältnis zwischen Fachplanung/ Raumordnung und Landesplanung subsidiär anwendbaren Normen des § 5 Abs. 4 ROG in Verbindung mit § 4 Abs. 5 ROG, die die Fachplanungsträger generell zu den Adressaten der Raumordnungsziele machen.

Die grundsätzliche Unterordnung der Abfallplanung unter die Raumordnung erklärt sich aus der Vielzahl der konkurrierenden Raumansprüche, die im Bundesgebiet bestehen. Die Abfallbeseitigungsplanung steht insbesondere in einer Anspruchskonkurrenz zu den Raumanforderungen des Landschaftsschutzes, der Wasserwirtschaft, der Sicherung von Bodenschätzen und des gesunden Wohnens. Daher ist eine Abstimmung aller raumbezogener Planungen und Maßnahmen unerläßlich.

261. Zu unterscheiden sind Ziele, Grundsätze und sonstige Erfordernisse der Raumordnung und Landesplanung (HOPPE, 1981, Rn. 139ff.). Was unter den Zielen der Raumordnung und Landesplanung zu verstehen ist, läßt sich aus den Programmen und Plänen der Landesplanung ermitteln, die insoweit auf der Grundlage der Grundsätze des § 2 ROG formuliert werden (PASSLICK, 1986, S. 12). Zu den Grundsätzen gehört insbesondere die Verpflichtung, für Schutz, Pflege und Entwicklung von Natur und Landschaft, für die Reinhaltung des Wassers und der Luft sowie den Schutz der Allgemeinheit vor Lärmbelästigungen zu sorgen. Auf der anderen Seite verlangt diese Vorschrift nunmehr auch, daß für die Sicherung der Wasserversorgung und für die Vermeidung und Entsorgung von Abwasser und Abfällen zu sorgen ist.

Der Begriff der sonstigen Erfordernisse der Raumordnung und Landesplanung umfaßt demgegenüber all diejenigen landesplanerischen Erfordernisse, die nicht als Raumordnungsziele oder -grundsätze dargestellt werden, gleichwohl aber eine nicht unwesentliche Funktion im Aufgabenbereich der Landesplanung wahrnehmen (PASSLICK, 1986, S. 21). Als solche werden allgemein diejenigen landesplanerischen Vorgaben bezeichnet, die sich aus in Aufstellung befindlichen Raumordnungszielen, aus landesplanerischen Beurteilungen oder Stellungnahmen in Einzel-

fällen oder als Ergebnis einer landesplanerischen Abstimmung von raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen oder aus Beteiligungen an diesen ergeben können (HOPPE, 1981, Rn. 155).

262. Die Pflicht zur „Beachtung" der Raumordnungs- und landesplanerischen Ziele und Erfordernisse bedeutet inhaltlich, daß die Planungsbehörden bei Aufstellung der Abfallbeseitigungspläne zum einen bestehende Ziele befolgen, zum anderen ihre Festlegungen aber auch an geänderte Ziele anpassen müssen (HOPPE, 1981, Rn. 801; JUNG, 1988, S. 167). Inwieweit darüber hinaus eine Pflicht des Fachplanungsträgers besteht, aufgrund raumordnerischer Ziele erstmalig planerisch tätig zu werden, ist in der Rechtslehre heftig umstritten und derzeit noch ungeklärt (vgl. dazu ERBGUTH, 1983, Rn. 198; HOPPE, 1981, Rn. 802f.; SCHLARMANN, 1980a, S. 84ff., 121ff.). Schwierigkeiten bereitet daneben die Kompetenzabgrenzung zwischen Gesamt- und Abfallplanung. Die Koordinierung der Landesplanung darf nicht so weit gehen, abfallplanerische Maßnahmen selbst vorzunehmen oder zu ersetzen (vgl. HOPPE, 1981, Rn. 468; PASSLICK, 1986, S. 95). Regelungen der Raumordnung dürfen nicht Fachentscheidungen mit unmittelbarer Verbindlichkeit für jedermann und unter Ausschluß jedes Verwaltungsverfahrens zum konkreten Vollzug von Gesetzen im Einzelfall in normativer Form treffen (BayVerfGH, BayVBl. 1987, Satz 654). Wenn auch die Landesplanung die Ausrichtung der Abfallbeseitigungsplanung nach den vorgegebenen Zielen der Raumordnung und Landesplanung verlangen kann, so gebührt doch dem Träger der Abfallplanung die abschließende Entscheidung in fachlicher Hinsicht. Die Kompetenz des Landesplaners ist jedenfalls dann überschritten, wenn er eine parzellenscharfe Bodennutzung für ein einzelnes Projekt detailliert vorschreibt (PASSLICK, 1986, S. 95f.).

2.3.1.5 Verhältnis der Abfallplanung zur Bauleitplanung

263. Das Rangverhältnis zwischen Abfall- und Bauleitplanung wird maßgeblich bestimmt durch § 38 BauGB. Dessen Satz 1 spricht eine Vorrangstellung der Abfallplanung vor der Bauleitplanung aus (SCHLARMANN, 1980b, S. 275), indem er zum Ausdruck bringt, daß sich die Verwirklichung von Abfallbeseitigungsanlagen ausschließlich nach den Bestimmungen des Abfallrechts und nicht nach den §§ 29ff. BauGB richtet. Die Entscheidungskompetenz über die Zulässigkeit einer Abfallentsorgungsanlage wird damit von der Gemeinde auf die abfallrechtliche Planungsbehörde verlagert (BVerwG, BayVBl. 1981, S. 436; VGH Mannheim, NVwZ 1988, S. 380).

264. Eine gewisse Korrektur gegenüber dieser Durchsetzungsfähigkeit der in § 38 BauGB festgeschriebenen privilegierten Abfallplanung bildet § 7 BauGB, nach dem die im Bauleitplanverfahren beteiligten öffentlichen Planungsträger und damit auch die Träger der Abfallplanung ihre Planungen dem Flächennutzungsplan anpassen müssen. Diese Anpassungspflicht besteht, wenn der Träger der Abfallplanung dem Flächennutzungsplan nicht widersprochen hat. Eine Verletzung der Pflicht macht den Abfallbeseitigungsplan rechtswidrig.

265. Die Verpflichtung des Trägers der Abfallplanung zur Anpassung der Abfallplanung an die Flächennutzungsplanung wird abgeschwächt durch die Neueinfügung des § 7 Satz 3 BauGB. Danach hat der Träger der Abfallplanung die Möglichkeit, nachträglich Widerspruch einzulegen, wenn sich die der Aufstellung des Flächennutzungsplans zugrunde liegende Situation nachträglich objektiv geändert hat. Dieser nachträgliche Widerspruch hat die Rechtswirkungen eines „normalen" Widerspruchs. Voraussetzung ist, daß eine Einigung des Fachplanungsträgers mit der Gemeinde versucht worden und gescheitert ist (§ 7 Satz 2 BauGB) und den vom Fachplanungsträger geltend gemachten Belangen ein nicht nur unwesentliches, das heißt ein zweifelsfreies (BIELENBERG et al., 1989, § 7 Rn. 18), Übergewicht gegenüber den städtebaulichen Belangen zukommt (§ 7 Satz 4 BauGB).

2.3.2 Probleme der gegenwärtigen Abfallbeseitigungsplanung

2.3.2.1 Stand der Planung

2.3.2.1.1 Vorhandener und sich abzeichnender Bestand an Beseitigungsplänen

266. Der Stand der Beseitigungsplanung in den Ländern bietet ein uneinheitliches Bild. Für Siedlungsabfälle bestehen — von regionalen Ausnahmen auf Regierungsbezirksebene abgesehen — flächendeckend Beseitigungspläne. Tabelle 2.3.1 gibt über die vorhandenen und die in Vorbereitung befindlichen Pläne sowie ihre Bezugsquellen Auskunft. Die Aufstellung läßt erkennen, daß derzeit in einigen Bundesländern die bestehenden Pläne als veraltet angesehen werden müssen oder jedenfalls der ausgewiesene Planungszeitraum abgelaufen ist. Diese Feststellung wird allerdings dadurch entschärft, daß in diesen Fällen zumeist in jüngster Zeit die Erarbeitung neuer Pläne in Angriff genommen wurde.

Eine Sonderstellung nimmt die Situation in Hessen ein. Im Jahre 1982 war hier ein sehr detaillierter Plan vorgelegt worden. Die Ansiedlung der Planungskompetenz auf der Ebene der entsorgungspflichtigen Körperschaften im Zuge der Funktionalreform führte aber dazu, daß neue Planungen vielfach unterblieben. Deswegen hat der Landesgesetzgeber mit dem fünften Gesetz zur Änderung des Landesabfallgesetzes im Jahre 1989 eine Rückübertragung der Kompetenz auf das Land vorgenommen; ein landesweiter Beseitigungsplan wurde inzwischen aufgestellt.

267. Wesentlich ungünstiger als die Beseitigungsplanung für Siedlungsabfälle stellt sich der Stand der Beseitigungsplanung für Sonderabfälle dar. Schon die tabellarische Zusammenstellung der in den 70er Jahren bestehenden bzw. in der Erarbeitung befindlichen Pläne im Umweltgutachten 1978 (SRU, 1978, S. 192) zeigt ein Gefälle gegenüber der Planung der Siedlungsabfallbeseitigung. Auch im Jahre 1989 weisen noch immer 4 Bundesländer nicht einmal einen Plan

Tabelle 2.3.1

Stand der Beseitigungspläne für Siedlungsabfälle

Land	Plan	Planungszeitraum	Entwurf	Planungszeitraum
Baden-Württemberg	Teilplan Hausmüll vom 12. 6. 1979, Landesregierung Baden-Württemberg, GABl NW 1979, S. 888ff.		Teilplan Hausmüll vom 22. 4. 1987, MELUF BW, LT-Drucks. 9/4394	bis 1995
Bayern	Teilplan Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle vom 29. 5. 1978, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, LUMBl Nr. 4/5 (1978) 1. Fortschreibung vom 29. 9. 1980 LUMBl Nr. 9/10 (1981) Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen	z. T. bis 1990	2. Fortschreibung des Teilplanes Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Az. 8541-651-49860	
Berlin	Teilplan Siedlungsabfälle vom 8. 12. 1981, Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz (Amtsbl. 1982, S. 520ff.)	bis 1986	Abfallentsorgungsplan Anlage S. 5ff. (Siedlungsabfälle) Senatsvorlage vom 4. 1. 1988 des Senators für Stadtentwicklung und Umweltschutz (sachlich veraltet)	längstens bis zum 31. 12. 1994
Bremen	Stadtgemeinde Bremen: Teilplan Hausmüll, Sperrmüll und hausmüllähnliche Abfälle aus Gewerbe und Industrie vom 30. 10. 1981, Senator für Bauwesen, Amtsbl. 1981, S. 1021 Bremerhaven: Teilplan Hausmüll, Sperrmüll und hausmüllähnlicher Abfall sowie Klärschlamm i. d. F. vom 14. 3. 1983, Senator für Bauwesen (Amtsbl. 1983, S. 334)		Abfallwirtschaftsplan (kein eigentlicher Plan), Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung, Dezember 1988, Eigenverlag	
Hamburg	Abfallwirtschaftsplan 1989, Senat der Freien und Hansestadt Hamburg — Baubehörde —, Eigenverlag			
Hessen	*1. Phase:* (Planungszuständigkeit des Landes) Teilplan Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle vom 23. 3. 1982, Hessischer Minister für Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden, Eigenverlag			

noch Tabelle 2.3.1

Land	Plan	Planungs-zeitraum	Entwurf	Planungs-zeitraum
noch Hessen	*2. Phase:* (Planungszuständigkeit der entsorgungspflichtigen Körperschaften) *3. Phase:* erneute Planungszuständigkeit des Landes: Abfallentsorgungsplan, Teilplan 1 — Hausmüll und Abfälle der Kategorie I vom 25. 6. 1990, Hessische Landesanstalt für Umwelt, GVBl HE I 1990, S. 264 ff.			
Niedersachsen	Abfallwirtschaftsprogramm Niedersachsen 1989 Feste Siedlungsabfälle, S. 17—33 (Rahmendaten für Pläne der Bezirksregierungen, kein eigentl. Plan), Niedersächsischer Umweltminister, Hannover: Eigenverlag Teilpläne für Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle auf der Ebene der Regierungspräsidenten			
Nordrhein-Westfalen	Regierungsbezirk *Arnsberg:* Kataster der Abfallbeseitigungsanlagen für Siedlungsabfälle im Regierungsbezirk Arnsberg, April 1986 (kein eigentlicher Plan) Regierungspräsident Arnsberg, Eigenverlag Regierungsbezirk *Detmold:* Teilplan Siedlungsabfälle. Stand 1989, Regierungspräsident Detmold, Eigenverlag Regierungsbezirk *Düsseldorf:* Abfallentsorgungsplan für den Regierungsbezirk Düsseldorf. Mai 1988. S. 71—138: Siedlungsabfälle/hausmüllähnliche Industrie- und Gewerbeabfälle, Regierungspräsident Düsseldorf: Eigenverlag Regierungsbezirk *Köln:* Teilplan Siedlungsabfälle. 1. Fortschreibung, Regierungspräsident Köln, Sonderbeilage zum Amtsbl. Nr. 7 für den Regierungsbezirk Köln (16. 2. 1987).		Abfallentsorgungsplan Stand April 1989 Abschnitt I: Siedlungsabfälle, Regierungspräsident Köln, Eigenverlag	

noch Tabelle 2.3.1

Land	Plan	Planungszeitraum	Entwurf	Planungszeitraum
noch Nordrhein-Westfalen	Regierungsbezirk *Münster:* Abfallbeseitigung im Regierungsbezirk Münster — Sachstandsbericht Juni 1986 — (kein eigentl. Plan), Regierungspräsident Münster, Eigenverlag		umfassender Abfallentsorgungsplan ca. Ende 1990	
Rheinland-Pfalz	Regierungsbezirk *Koblenz:* — Teilplan häusliche und hausmüllähnliche Abfälle vom 27. 6. 1975, Minister für Landwirtschaft, Weinbau und Umweltschutz (GVBl S. 257 ff.)		—	
	Regierungsbezirk *Rheinhessen-Pfalz:* — Teilplan Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle im Regierungsbezirk Rheinhessen-Pfalz vom 28. 8. 1986, Minister für Umwelt und Gesundheit, GVBl S. 242 ff.		—	
	— Regierungsbezirk *Trier:* fehlt		—	
Saarland	Abfallentsorgungsplan Saarland Teilplan Hausabfall, September 1989, Minister für Umwelt, Verordnung vom 20. 12. 1989 (Amtsbl. 1990, S. 89 ff.)	Plan will Entsorgungssicherheit für die nächsten 20 Jahre gewährleisten		
Schleswig-Holstein	Abfallbeseitigungsplan für Abfälle aus Haushaltungen i. d. F. vom 8. 7. 1986, Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (GVOBl S. 161 ff.)			

Quelle: SRU

auf, der den minimalen Anforderungen des § 6 Abs. 3 AbfG (Zusammenstellung des Ist-Standes vorhandener Anlagen, „vorläufiger Plan") genügt. In Nordrhein-Westfalen ist das landesweite „Rahmenkonzept zur Planung von Sonderabfallentsorgungsanlagen" noch nicht in allen Regierungsbezirken in eigene Pläne oder Planentwürfe umgesetzt. Einen Überblick über die Planungssituation unter Einschluß der jeweiligen Fundstellen verschafft Tabelle 2.3.2.

268. In einigen Bundesländern sind für bestimmte Abfallgruppen gesonderte Pläne erarbeitet worden, mit denen entweder regionalen Besonderheiten des Abfallaufkommens (Bremen: Schiffsabfälle; Berlin: Bauabfälle) Rechnung getragen wird oder mit denen zusätzliche Schwerpunkte abfallwirtschaftlicher Anstrengungen gesetzt werden (Baden-Württemberg: Krankenhausabfall [Entwurf]; Nordrhein-Westfalen: RP Arnsberg: Krankenhausabfälle [Entwurf], RP Detmold: Krankenhausabfälle, RP Köln: Krankenhausabfälle, RP Münster: Krankenhausabfälle; Bremen: Altreifen; Hessen: Klärschlamm). Diese Pläne und die dazugehörigen Fundstellen sind in Tabelle 2.3.3 zusammengestellt.

269. Wenngleich gegenwärtig in den meisten Bundesländern mit Teilplänen jeweils für die Bereiche Siedlungsabfälle und Sonderabfälle gearbeitet wird, bevorzugen andere Bundesländer die Zusammenfassung der Entsorgungsplanung in General- (Schleswig-Holstein) oder Gesamtplänen (Berlin, Entwurf; Nordrhein-Westfalen: RP Köln [Entwurf]). Hierher ge-

Tabelle 2.3.2

Stand der Beseitigungsplanung für Sonderabfälle

Land	Plan	Planungs-zeitraum	Entwurf	Planungs-zeitraum
Baden-Württemberg	—		Teilplan Sonderabfälle vom 22. 4. 1987, MELUF BW, LT-Drucks. 9/4387	
Bayern	Teilplan Sondermüll vom 1. 2. 1977, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, LUMBl Nr. 1 (1977), 1. Fortschreibung vom 15. 12. 1980 LUMBl Nr. 1 (1981)		2. Fortschreibung des Teilplanes Sondermüll, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Az. 8541-654-23052	
Berlin	Teilplan Sonderabfälle vom 13. 3. 1984, Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Amtsblatt 1984, S. 770	bis 31. 12. 1986	Abfallentsorgungsplan Anlage S. 18ff. (Sonderabfälle) Senatsvorlage vom 4. 1. 1988 des Senators für Stadtentwicklung und Umweltschutz (sachlich veraltet)	längstens bis zum 31. 12. 1994
Bremen	Stadtgemeinde Bremen: Teilplan Bauschutt, Erdaushub und Sonderabfälle — mit Ausnahme von Autowracks — vom 30. 10. 1981, Senator für Bauwesen, Amtsbl. 1981, S. 1021		anstelle eines förmlichen Entsorgungsplans: Sonderabfallbericht Bremen 1990, Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung (kein eigentlicher Plan)	bis 2000
Hamburg	Sonderabfallwirtschaftsplan, Freie und Hansestadt Hamburg — Umweltbehörde FHH-Drucks. 13/4854		—	
Hessen	Teilplan Sonderabfälle aus Industrie und Gewerbe vom 16. 3. 1976, Hessischer Minister für Landwirtschaft und Umwelt, Wiesbaden: Eigenverlag	Planziel 1985	Teilplan 2 — Abfälle aus Industrie, Gewerbe und Dienstleistungsbereichen, Stand 30. 5. 1990, Hessischer Minister für Umwelt und Reaktorsicherheit, Darmstadt	2000
Niedersachsen	Rahmenplan Sonderabfallbeseitigung vom Nov. 1985, Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hannover: Eigenverlag	2005		
Nordrhein-Westfalen	Rahmenkonzept zur Planung von Sonderabfallentsorgungsanlagen 2., überarbeitete Auflage, Stand: Mai 1989 Der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf: Eigenverlag			

noch Tabelle 2.3.2

Land	Plan	Planungszeitraum	Entwurf	Planungszeitraum
noch Nordrhein-Westfalen	Regierungsbezirk *Arnsberg:* —		Konzept zur Sonderabfallbeseitigung im Regierungsbezirk Arnsberg, Regierungspräsident Arnsberg, Vorlage 22/86 für die 45. Sitzung des Bezirksplanungsrates	
	Regierungsbezirk *Detmold:* Teilplan Sonderabfälle, Stand 1989 Regierungspräsident Detmold: Eigenverlag	2000		
	Regierungsbezirk *Düsseldorf:* Abfallentsorgungsplan für den Regierungsbezirk Düsseldorf. Mai 1988. S. 139—167: Sonderabfälle, Regierungspräsident Düsseldorf: Eigenverlag			
	Regierungsbezirk *Köln:* —		Abfallentsorgungsplan für den Regierungsbezirk Köln. Stand: April 1989. Abschnitt II: Sonderabfälle, Regierungspräsident Köln: Eigenverlag	
	Regierungsbezirk *Münster:* —			
Rheinland-Pfalz	Teilplan Sonderabfallentsorgung vom 29. 3. 1978, Minister für Landwirtschaft, Weinbau und Umweltschutz, GVBl S. 141 (wurde hinsichtlich vorhandener und zukünftiger Anlagen nie ausgeführt)		—	
Saarland	—		—	
Schleswig-Holstein	Generalplan Abfallentsorgung Kapitel 8: Abfälle aus produzierendem Gewerbe und aus Krankenhäusern vom März 1988, Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Kiel: Eigenverlag	1998		

Quelle: SRU

Tabelle 2.3.3

Gesonderte Beseitigungspläne für bestimmte Abfallgruppen

Land	Plan	Planungs-zeitraum	Entwurf	Planungs-zeitraum
Baden-Württemberg	—		Teilplan Krankenhausabfall, Stand März 1987, MELUF BW, LT-Drucks. 9/4388	
Berlin	Teilplan Bauabfälle vom 17. 4. 1984, Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Amtsbl. 1984, S. 772			
Bremen	1. Teilabfallbeseitigungsplan des Landes Bremen für Anlagen im Bereich der Standortgemeinde Bremen, die der Lagerung oder Behandlung von Autowracks oder Altreifen dienen, Senator für Bauwesen, Amtsbl. 1984, S. 171 und 1986, S. 173 2. Teilabfallentsorgungsplan des Landes Bremen für die Entsorgung von Abfällen, die auf Schiffen anfallen, Senator für Bauwesen, Amtsbl. 1987, S. 235			
Hessen	Abfallbeseitigungsplanung 3: Klärschlamm, Hessischer Minister für Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten Wiesbaden: Eigenverlag, 1982			
Nordrhein-Westfalen	Regierungsbezirk *Arnsberg:* . Regierungsbezirk *Detmold:* Teilplan Krankenhausabfälle, Regierungspräsident Detmold, Amtsbl. 1982, S. 13 Regierungsbezirk *Köln:* Teilplan Krankenhausabfälle, Regierungspräsident Köln, Amtsbl. Nr. 27 vom 8. 7. 1985 Regierungsbezirk *Münster:* Teilplan Krankenhausabfälle, Regierungspräsident Münster, Eigenverlag, 1987		Teilplan Krankenhausabfälle, Regierungspräsident Arnsberg, Eigenverlag, 1987	

Quelle: SRU

hört auch das niedersächsische Abfallwirtschaftsprogramm. Eine strukturelle Ähnlichkeit mit der Generalplanung, die zunächst nur die Grundzüge der Beseitigungsplanung vorsehen soll, weisen das in NordrheinWestfalen erarbeitete „Rahmenkonzept zur Planung von Sonderabfallentsorgungsanlagen" und der von Niedersachsen vorgelegte „Rahmenplan Sonderabfallbeseitigung" auf. Ohne bereits konkrete Standorte auszuweisen, werden hierin sehr umfassende fachplanerische Zielvorstellungen entwickelt. Der Sonderabfallbericht Bremen 1990 enthält eine Willenserklärung zum Auf- und Ausbau von Kapazitäten zur chemisch-physikalischen Behandlung von Abfällen und gegen die Errichtung von Sonderabfallverbrennungsanlagen und Deponien. Im Unterschied zu Nordrhein-Westfalen liegen in Bremen und Niedersachsen keine Sonderabfallbeseitigungspläne vor, die die genannte Rahmenplanung ausfüllen, wenngleich der niedersächsische „Rahmenplan Sonderabfallbeseitigung" einem Sonderabfallbeseitigungsplan nahe kommt. Erwähnung verdient die in einigen Bundesländern vorgenommene Regionalisierung der Planung. Auf Regierungsbezirksebene ist in Nordrhein-Westfalen die Planung für Siedlungs- und Sonderabfälle sowie in RheinlandPfalz für Siedlungsabfälle angesiedelt. Das erwähnte nordrhein-westfälische Rahmenkonzept ist deswegen selbst kein Abfallbeseitigungsplan, sondern ein Koordinierungsinstrument für die Aufstellung solcher Pläne. In Niedersachen übertrug das Landesabfallrecht zunächst uneingeschränkt den Regierungspräsidenten die Planung. Inzwischen hat hier für den Bereich der Sonderabfälle eine Rückübertragung auf die obere Landesebene stattgefunden.

270. Bei rein quantitativer Betrachtung darf der Stand der Beseitigungsplanung für Siedlungsabfall als befriedigend angesehen werden, wenngleich stellenweise eine deutliche Überalterung der Pläne nicht zu verkennen ist. Als unbefriedigend sieht der Rat hingegen den Stand der Beseitigungsplanung für Sonderabfälle an. Hier ist knapp zwei Jahrzehnte nach Inkrafttreten des Abfallgesetzes vielerorts nicht einmal der gesetzlich vorgesehene Mindeststandard erreicht, der für Sonderabfälle vorläufige Bestandspläne verlangt. Dabei ist zusätzlich zu berücksichtigen, daß dieser Mindeststandard im Zuge der 1. Novelle zum Abfallgesetz gerade zu dem Zweck eingeführt wurde, den Ländern den Beginn der Planung durch — vorläufig — gesenkte Anforderungen zu erleichtern (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 6 Rn. 2).

2.3.2.1.2 Inhalt der Beseitigungspläne

Darstellung geplanter Anlagen

271. Gemäß § 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG sind in Beseitigungsplänen geeignete Standorte für Abfallbeseitigungsanlagen zwingend festzulegen, wobei § 6 Abs. 3 AbfG allerdings für Sonderabfälle in einem Übergangszeitraum einen Bestandsplan („vorläufiger Plan") genügen läßt. Die planerische Entscheidung über künftige Standorte ist von zentraler Bedeutung, zumal sie zumindest implizit Entscheidungen über eine Fülle von Vorfragen und Auswirkungen voraussetzt, wie zum Beispiel Art der Beseitigung, Transportwege und gegebenenfalls Kapazität. Insbesondere bei Deponien besteht zwischen der Standortfrage und den zu erwartenden Umweltbelastungen bzw. den zu begegnenden Gefahren eine enge Abhängigkeit. Bei luftgetragenen Emissionen ist auch bei anderen Anlagentypen als Deponien das örtlich unterschiedliche Maß an Vorbelastungen zu berücksichtigen. Die Abfallbeseitigungspläne werden dieser Aufgabe in zahlreichen Bundesländern nicht gerecht. Es lassen sich abstrahierend drei Gruppen beschreiben:

— In einigen Bundesländern enthalten die Beseitigungspläne nur den Bestand vorhandener Anlagen (Berlin [Sonderabfälle]; Nordrhein-Westfalen: RP Arnsberg [Kataster Siedlunglabfälle], RP Münster [Kataster Siedlungsabfälle]; Rheinland-Pfalz [Sonderabfälle]; Schleswig-Holstein [Hausmüll]).

— In anderen Bundesländern wird nur die Anzahl neu zu errichtender Anlagen auf Landesebene, nicht aber deren Zuordnung zu bestehenden Beseitigungsregionen genannt (Baden-Württemberg [Entwurf: Sonderabfälle]; Schleswig-Holstein [Sonderabfälle]).

— Eine dritte Gruppe von Plänen weist künftige Standorte — ggf. in regionalisierter Form — aus (z. B. Bayern [Haus- und Sondermüll]; Berlin [Entwurf: Haus- und Sondermüll]; Bremen [Haus- und Sondermüll]; Hamburg [Hausmüll]; Hessen [Haus- und Sondermüll]; Nordrhein-Westfalen: RP Detmold [Siedlungsabfälle], RP Düsseldorf [Siedlungs- und Sonderabfälle], RP Köln [Siedlungsabfälle, Generalplan]; Saarland [Hausmüll]).

Bei dieser formalen Betrachtungsweise bleibt zunächst noch die in Abschnitt 2.3.2.3 behandelte Frage offen, ob und in welchem Maße die Standortplanung in dieser dritten Gruppe tatsächlich handlungsleitend ist oder ob sie vielmehr nur eine Wiedergabe anderweitig zuvor getroffener Entscheidungen darstellt.

Ausgleichsmaßnahmen nach § 8 Abs. 4 BNatschG

272. Die von § 8 Abs. 4 BNatSchG vorgeschriebene (vgl. Tz. 241, 322, 332) Darstellung von Ausgleichsmaßnahmen für Eingriffe in Natur und Landschaft im Abfallbeseitigungsplan oder in einem zugehörigen landschaftspflegerischen Begleitplan soll eine möglichst wirkungsvolle Beteiligung der für Naturschutz und Landschaftspflege zuständigen Behörden gewährleisten, weil Fachpläne häufig besonders nachhaltige Eingriffe auslösen (KOLODZIEJCOK und RECKEN, 1990, § 8 Rn. 23). Soweit ersichtlich, ist sie in allen Bundesländern unterblieben. Auch die in den Tabellen 2.3.1 und 2.3.2 aufgeführten Entwürfe enthalten keine entsprechenden Angaben.

Technische und standortbezogene Aussagen

273. In einigen Beseitigungsplänen finden sich Angaben zur verwendeten oder zu verwendenden Besei-

tigungstechnik. Hierbei handelt es sich teilweise um Aussagen, unter welchen Rahmenbedingungen eine bestimmte Beseitigungstechnik (also z. B. Verbrennung oder Kompostierung) angewendet werden soll. Dieser Weg wurde vor allem in Bayern mit dem Teilplan „Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle" und zuletzt in Hessen mit dem Teilplan „Hausmüll und Abfälle der Kategorie I" beschritten. In eine solche Richtung weist auch das Vorwort zum Entwurf des Abfallentsorgungsplans für Berlin, das freilich nicht Bestandteil des Planentwurfes ist. Daneben finden sich Beseitigungspläne, die mehr oder weniger konkrete Verfahrensbeschreibungen oder Beschreibungen technischer Vorkehrungen enthalten. Dies geschieht teilweise in generalisierender, das heißt vor allem standortunabhängiger Form. Demgegenüber werden in einigen Plänen anstelle oder in Ergänzung generalisierender technischer Aussagen standortspezifische Aussagen, wie z. B. zur Basisabdichtung und Sickerwasserfassung von konkreten Deponien, getroffen. Eine erhebliche Anzahl von Beseitigungsplänen enthält keinerlei der zuvor genannten Aussagen.

274. Eine ähnliche Spannweite ist auch im Hinblick auf Aussagen zur Beschaffenheit der Standorte anzutreffen. Im wesentlichen gilt, daß diejenigen Teilpläne, die keine Aussagen zu technischen Aspekten enthalten, auch keine Aussagen zur Beschaffenheit von Standorten treffen. In einer Anzahl von Beseitigungsplänen finden sich generalisierende Aussagen (Typisierung von Standorten, Flächenbedarf usw.). Dies trifft zu für Berlin (Begründung zum Entwurf des Abfallentsorgungsplanes), Hessen (Sonderabfälle), Nordrhein-Westfalen (Rahmenkonzept zur Planung von Sonderabfallentsorgungsanlagen; allgemein zu Deponieklassen die Informationsschrift „Untersuchung und Beurteilung von Abfällen — Teil 2" des nordrhein-westfälischen Landesamtes für Wasser und Abfall, 1987) und in eingeschränktem Maße für das niedersächsische Abfallwirtschaftsprogramm. Im übrigen verweist der „Rahmenplan Sonderabfall Niedersachsen" auf ein das gesamte Landesgebiet abdeckendes Gutachten (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 1986) und listet empirische Methoden zur standortbezogenen Datenerfassung und Kriterien zur Datenbewertung auf. Konkrete Aussagen zur Beschaffenheit der Standorte enthält schließlich der hessische Teilplan „Sonderabfälle aus Industrie und Gewerbe" von 1976.

275. Künftig werden sich Abfallbeseitigungspläne an den Vorgaben der TA Abfall messen lassen müssen, wobei der bisher vorliegende Teil 1 freilich auf Sonderabfälle, dort besonders überwachungsbedürftige Abfälle genannt, beschränkt bleibt. Die Einhaltung der Anforderungen der TA Abfall bedingen in der Regel einen erhöhten Platzbedarf, da Nr. 6.1.1 vorschreibt, daß jede Anlage mindestens aus Eingangs-, Lager- und Arbeitsbereich zu bestehen hat und daß der Behandlungsbereich getrennt von den übrigen Bereichen einzurichten ist. Von ähnlicher Wirkung sind die Pflichten zur Getrennthaltung der angelieferten Abfälle (Nr. 4.2) und zur Schaffung von gesonderten Bereichen für die Aussonderung von Abfällen, die nicht den Behandlungs- oder Ablagerungsstandards entsprechen (Nr. 8.2, 9.2).

Die technik- und standortspezifischen Anforderungen der TA Abfall, Teil 1 lassen eine größere Vereinheitlichung der Maßstäbe für die Abfallbeseitigungsplanung über die Grenzen der Bundesländer hinweg erwarten. Sie sind nicht nur bestimmend für die Erstellung künftiger Abfallbeseitigungspläne, sondern beanspruchen auch dort Geltung, wo bereits Entsorgungspläne vorliegen. Allerdings ist es nicht unzweifelhaft, ob eine als qualifizierte Verwaltungsvorschrift erlassene Technische Anleitung des Bundes abweichende Festlegungen in einem durch Verordnung für verbindlich erklärten Abfallbeseitigungsplan zu verdrängen vermag. Soweit es sich jedoch um Anforderungen an die technische Ausgestaltung von Anlagen und um Kriterien der Standortwahl handelt, nehmen diese nicht an der Verbindlichkeit des Planes teil, so daß sich die TA Abfall durchsetzt. Dagegen kann ein für verbindlich erklärter Abfallbeseitigungsplan vorsehen, daß einzelne Abfallarten nur in den im Plan vorgesehenen Anlagen behandelt oder abgelagert werden dürfen. Für Sonderabfälle fehlen aber solche verbindlichen Zuordnungen zur Zeit, so daß den nach Abfallarten und Typen von Beseitigungsanlagen vorgenommenen Zuordnungen der TA Abfall, Teil 1 — trotz ihres bloßen Empfehlungscharakters (Anlage C) — erhebliches Gewicht zukommt. Die Dichte technik- und standortbezogener Vorgaben der TA Abfall ist je nach Anlagentyp verschieden. Die Regelungen, die sich auf den organischen Strang der chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen beziehen (Nr. 8.3.1.2), belassen erhebliche Spielräume, während die Detailliertheit der Regelungen oberirdischer und untertägiger Deponien (Nr. 9 und 10) die Entsorgungsplanung in Fragen der Standortwahl und der Anlagenkonzeption in erheblichem Maße lenkt. Der TA Abfall ist jedoch kein Gebot zu entnehmen, geeignete Anlagen vorzuhalten, wohl enthält sie materiell ein Verbot, ihr unterfallende Abfälle in ungeeigneten Anlagen zu behandeln oder abzulagern.

Parzellenscharfe Darstellung geplanter Anlagen

276. Von der Möglichkeit, die Standorte von zu errichtenden Anlagen parzellenscharf festzulegen, ist verschiedentlich Gebrauch gemacht worden. Ganz überwiegend wurde und wird von solchen Festlegungen in Abfallbeseitigungsplänen Abstand genommen. In einigen Bundesländern werden Standorte parzellenscharf nur ausgewiesen, wenn es sich um bereits bei Planaufstellung im Bau oder Betrieb befindliche Anlagen handelt.

Einzugsbereich

277. Die Möglichkeit der Festlegung von Einzugsbereichen wird in § 6 Abs. 1 Satz 5 AbfG ausdrücklich erwähnt; es kann nämlich in den Plänen bestimmt werden, welcher Träger vorgesehen ist und welcher Abfallbeseitigungsanlage sich die Entsorgungspflichtigen zu bedienen haben. Diese Möglichkeit ist in fast allen die Beseitigung von Siedlungsabfällen betreffenden Plänen genutzt worden; zum Teil besitzen die Einzugsbereiche nur Empfehlungscharakter, wie z. B.

im Regierungsbezirk Detmold. Allerdings ist zu bemerken, daß neuere Pläne (Berlin [Enwurf eines Generalplans], Saarland [Hausabfall]) solche Aussagen nicht enthalten. Ob sich insoweit von einer Trendwende sprechen läßt, kann gegenwärtig noch nicht entschieden werden. Immerhin enthält auch der baden-württembergische Entwurf eines Teilplans Hausmüll lediglich den allgemeinen Grundsatz der Beseitigung auf Kreisebene, läßt aber Abweichungen hiervon zu.

Der Bereich der Sonderabfälle bietet ein uneinheitliches Bild. Der Einzugsbereich für Sammelstellen wird in zwei Plänen festgelegt (Bayern, Hessen); für sonstige Anlagen enthalten eine solche Festlegung ebenfalls zwei Teilpläne (Bremen, für Stadtgemeinde Bremen; Hessen, inhaltlich aber weitgehend überholt). In den übrigen Bundesländern sehen die Beseitigungspläne — soweit vorhanden — entweder keine entsprechende Regelung vor oder nennen informatorisch die von den einzelnen Anlagen entsorgbaren Abfallarten unter Heranziehung von Abfallschlüsselnummern (Tz. 275).

Ausweich- und Interimslösungen

278. Die Ausweisung von Ausweich- und Interimslösungen bietet sich dort an, wo Pläne Einzugsbereiche von Anlagen festlegen. Die bei weitem detailliertesten Regelungen finden sich in dem ehemaligen Teilplan „Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle" des Landes Hessen. Gegliedert nach den entsorgungspflichtigen Körperschaften finden sich — außer zum Endausbau als Planziel — Angaben zu Zwischenstufen und gegebenenfalls Übergangslösungen. Dagegen enthält der neue Teilplan „Hausmüll und Abfälle der Kategorie I" nur allgemeine Angaben zu Anschlußlösungen. Am ehesten vergleichbar mit der ursprünglich in Hessen vorgenommenen Verknüpfung der Planung erscheint der bayerische Teilplan „Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle", der Alternativplanungen großes Gewicht einräumt und zum Teil Übergangslösungen vorsieht.

In anderen Bundesländern finden sich solche Regelungen nur in bescheidenerem Umfang. Eine Reihe von Plänen, die Einzugsbereiche festlegen, enthalten dagegen keine Ausweich- und Interimslösungen.

Abgleich mit Abfallaufkommen

279. Für den Anspruch der Beseitigungsplanung, einen entscheidenden Beitrag zur zentralen Steuerung von Abfallströmen zu leisten (SCHWERMER, 1988, § 6 Rn. 2), spielt eine Verknüpfung von Abfallaufkommen und Anlagenbedarf eine gewichtige Rolle. Entscheidende Größen sind die Beseitigungskapazität unter Einschluß der Restlaufzeiten, die anfallenden Reststoff- und Abfallmengen und deren prognostizierte Veränderungen nach Menge und Zusammensetzung sowie der daraus abzuleitende künftige Bedarf an Neuanlagen. Zudem besteht eine enge Austauschbeziehung zu den verwerteten und potentiell verwertbaren Reststoff- und Abfallfraktionen. Schließlich verdient in diesem Zusammenhang die regionale Verteilung von Abfallmengen und Beseitigungskapazitäten Aufmerksamkeit.

280. Gleichwohl teilt die Mehrzahl der bestehenden Beseitigungspläne im Siedlungsabfallbereich diese Größen nicht mit. Zumeist fehlt es bereits an Angaben zum Ist-Stand des Abfallaufkommens. Lediglich in Bayern und Hessen wurde bereits frühzeitig mit solchen Angaben im Plan operiert. Auch dort ließen die Angaben (Bayern: Ist-Stand des Abfallaufkommens und prognostizierte Steigerung; Hessen: regionalisierter Ist-Stand des Abfallaufkommens und daraus resultierende Aufteilung nach benötigten Anlagentypen) die in Textziffer 279 geschilderten Zusammenhänge von Abfallaufkommen und realem Planungsbedarf nur höchst unvollkommen erkennen. In jüngerer Zeit hat die Abfallbeseitigungsplanung — offenbar um glaubwürdige Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen zu dokumentieren und die danach verbleibenden Abfallmengen zu belegen —, eine Trendwende zur Offenlegung kapazitätsrelevanter Daten vollzogen. Die Entwürfe in Baden-Württemberg und in Bayern nennen Verwertungsziele in Prozenten des Rohmüllaufkommens (Baden-Württemberg: insgesamt 50%; Bayern: stofflich 20%), was allerdings die Frage nach dem künftigen Gesamtabfallaufkommen, nach Restlaufzeiten usw. offenläßt. Angaben zum IstStand des Abfallaufkommens und zu seiner Verringerung durch Maßnahmen der Vermeidung und Verwertung enthält das Abfallwirtschaftsprogramm Niedersachsen. Ähnlich enthält der saarländische „Teilplan Hausabfall" Angaben zum Ist-Stand des Abfallaufkommens einschließlich exportierter Mengen, eine Prognose für 1991 und den Zeitraum bis 2006, ein politisch abgeleitetes Verwertungsziel unter Einbeziehung thermischer Maßnahmen (30 % in 5 Jahren) und eine Aufstellung der angestrebten Kapazitätssteigerungen. Weitgehend vergleichbar sind auch die Angaben im hessischen Teilplan „Hausmüll und Abfälle der Kategorie I" und im hamburgischen „Abfallwirtschaftsplan 1989".

281. Im Sonderabfallbereich sind in dem angesprochenen Zusammenhang die in Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein erarbeiteten Lösungen positiv hervorzuheben. Das nordrhein-westfälische „Rahmenkonzept zur Planung von Sonderabfallentsorgungsanlagen" enthält Angaben zum Ist-Stand, gegliedert nach Sonderabfallkategorien, eine Prognose für das Jahr 2000 unter Berücksichtigung verschiedener Szenarien und eine Ableitung der danach künftig benötigten Kapazitäten, differenziert sowohl nach Anlagentypen als auch nach regionaler Verteilung. Dieser Ansatz wird vom Entwurf „Abfallentsorgungsplan für den Regierungsbezirk Köln — Abschnitt II: Sonderabfälle" aufgenommen und verfeinert. Der schleswig-holsteinische „Generalplan Abfallentsorgung, Kapitel 8: Abfälle aus produzierendem Gewerbe und aus Krankenhäusern" vereint Angaben zum Ist-Stand des Abfallaufkommens mit einer Prognose, einer Soll-Vorgabe für die künftig (Planungshorizont: 10 Jahre) zu verwertenden Mengen, differenziert nach einem Abfallschlüssel und dem danach verbleibenden Bedarf an neu zu schaffenden Kapazitäten. Ähnliche Wege werden nun in Hamburg mit dem Sonderabfallwirtschaftsplan und in Hessen mit

dem Entwurf des Teilplan 2 beschritten. Wenig aussagekräftig ist dagegen eine Auflistung von Variablen, die künftig das Mengenaufkommen möglicherweise verändern, wie sie der baden-württembergische Teilplanentwurf Sonderabfälle enthält.

Erfassung industrieller Eigenentsorgung

282. Aufgrund der von § 3 Abs. 1 AbfG statuierten Überlassungspflicht kommt eine industrielle Eigenentsorgung nur bei solchen Abfällen in Betracht, die aufgrund von § 3 Abs. 3 AbfG von der Entsorgung ausgeschlossen sind (Abschn. 2.2.4). Eine Reihe von Plänen im Sonderabfallbereich nennt nun Anlagen, die ganz oder primär der industriellen Eigenentsorgung dienen (Berlin, Bremen, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen). Keine solchen Angaben finden sich in Sonderabfallentsorgungsplänen Bayerns und Schleswig-Holsteins und in einem entsprechenden Entwurf Baden-Württembergs. Mit Ausnahme des hessischen Entwurfes lassen allerdings auch diejenigen Pläne, die die industrielle Eigenentsorgung mit einbeziehen, nicht den Erfassungsgrad erkennen.

283. In diesem Zusammenhang verdient die Frage Beachtung, ob und gegebenenfalls unter welchen Maßgaben in Sonderabfallbeseitigungsplänen ein Andienungszwang, also ein Zwang zur Ablieferung von Sonderabfällen an ein genau bezeichnetes Entsorgungsunternehmen, formuliert wird. Zu unterscheiden sind dabei trägerbezogener und anlagenbezogener Andienungszwang. Bislang kennen Bayern und — bis zum Inkrafttreten des Entwurfes des Teilplans 2 — Hessen einen anlagenbezogenen Andienungszwang mit dem Unterschied, daß sich die bayerische Regelung auf die im Plan ausgewiesenen zentralen Sammelstellen bezieht, während in Hessen die Zuordnung zu Anlagen für Behandlung und Ablagerung erfolgt. In beiden Fällen wird die industrielle Eigenentsorgung vom Andienungszwang freigestellt. Die hessische Regelung enthält auch explizit eine Befreiung für den Fall der Kapazitätserschöpfung. Alle übrigen bestehenden Sonderabfallbeseitigungspläne kennen einen Andienungszwang nicht. Der baden-württembergische Entwurf sieht eine anlagenbezogene Überlassungspflicht erst für den Zeitpunkt der Planerreichung vor. Daneben wurde nunmehr für bestimmte Sonderabfälle durch die Abfallandienungs-Verordnung vom 5. Februar 1990 eine trägerbezogene Andienungspflicht eingeführt. Ebenso hat Niedersachsen mit der Verordnung über die Andienung von Sonderabfällen vom 21. April 1989 einen trägerbezogenen Andienungszwang geschaffen. Der sich in Rheinland-Pfalz bereits aus § 6 LAbfG ergebende Andienungszwang läuft solange leer, wie der Sonderabfallbeseitigungsplan keine Anlagen ausweist; dies gilt auch für § 13 Abs. 3 des saarländischen Abfallgesetzes.

2.3.2.1.3 Verbindlichkeit

284. Von der Möglichkeit, Beseitigungspläne für verbindlich zu erklären, haben im Siedlungsabfallbereich Niedersachen, Rheinland-Pfalz (jeweils mit geringfügigen Einschränkungen Koblenz und Rheinhessen-Pfalz), Saarland und Schleswig-Holstein Gebrauch gemacht. Gleiches galt für den ehemaligen hessischen Teilplan Hausmüll. In Bremen erfolgt die Verbindlicherklärung jeweils in gesonderten Verordnungen.

285. Eine besondere Gestaltung findet sich in Bayern. Das dortige Landesabfallgesetz kennt zwar keine Verbindlicherklärung im Sinne von § 6 Abs. 6 AbfG, dafür werden Abfallbeseitigungspläne automatisch zu Zielen der Raumordnung und Landesplanung und lösen auf diese Weise bestimmte Beachtenspflichten aus (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 6 Rn. 27). Folglich geht eine entsprechende Steuerungswirkung sowohl von dem Teilplan „Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle" als auch vom Teilplan „Sondermüll" aus. Gerade der letzte Aspekt verdient Beachtung, da ansonsten bislang nur in Hessen ein Sonderabfallbeseitigungsplan für verbindlich erklärt wurde. Neuerdings strebt auch Hamburg die Verbindlicherklärung des dort geltenden Sonderabfallbeseitigungsplans an.

2.3.2.1.4 Informelle raumübergreifende Planungsinstrumente

286. Unter informeller raumübergreifender Planung sind diejenigen einzelfallübergreifenden Vorgehensweisen in Richtung auf eine raumverträgliche Beseitigung zu verstehen, die sich außerhalb von Abfallbeseitigungsplänen und Abfallwirtschaftsprogrammen vollziehen. Hierzu zählen der „Prüfungskatalog zur Bestimmung von Deponiestandorten für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle" und — jeweils als Entwurf — der „Prüfungskatalog zur Bestimmung von Standorten für Monodeponien" sowie der „Prüfungskatalog zur Bestimmung von Standorten für Sonderabfallverbrennungsanlagen" — herausgegeben von der hessischen Landesanstalt für Umwelt (1986 und 1988a und b).

287. Im ersten Fall handelt es sich um ein hierarchisch strukturiertes Planungsschema, das absolute und relative Ausschlußkriterien für Deponiestandorte aufstellt, miteinander verknüpft und in Kartierungen umsetzt. Solche Negativkartierungen liegen nunmehr flächendeckend für sämtliche Planungsregionen Hessens vor. Auf der so gewonnenen Basis soll dann die eigentliche Auswahl potentieller Standorte vorgenommen werden. Der Katalog liefert hierzu ebenfalls eine Kriterienliste, die nutzungs- und technikbezogene Gesichtspunkte mit solchen möglicher Umweltbelastungen vereinigt. Ziel ist eine rationale, transparente Datenerhebung und Bewertung, die in einen nachvollziehbaren Vergleich potentieller Standorte münden soll. Der Katalog für Monodeponien lehnt sich in Aufbau und Inhalt an diese Konzeption an.

Ganz ähnlich aufgebaut ist der Prüfungskatalog für Sonderabfallverbrennungsanlagen. Allerdings liegen derzeit noch keine Negativkartierungen vor.

Für eine Positivplanung heranziehbar ist der in den geowissenschaftlichen Vorsorgeuntersuchungen zur Standortfindung für die Ablagerung von Sonderabfällen (Niedersächsisches Landesamt für Bodenfor-

schung, 1986) enthaltene Atlas zur Bewertung und Beurteilung von Teilflächen.

288. Systematisch gehört hierher auch das „Rahmenkonzept zur Planung von Sonderabfallentsorgungsanlagen" des Landes Nordrhein-Westfalen, welches wegen seiner engen Verzahnung mit den Beseitigungsplänen der Regierungspräsidenten bereits in Textziffer 267 ff. erörtert wurde. Ebenfalls aus Nordrhein-Westfalen stammt der vom Landesamt für Wasser und Abfall (1987) vorgelegte Entwurf einer Richtlinie „Untersuchung und Beurteilung von Abfällen — Teil 2". Dort werden Abfälle entsprechend ihrer Stoffkonzentrationen im Eluat bestimmten Deponieklassen zugewiesen; für diese Deponieklassen werden sodann Mindestanforderungen und Zulassungskriterien formuliert.

289. Soweit die beschriebenen länderspezifischen Instrumente der Standortsuche für Sonderabfallbeseitigungsanlagen, insbesondere für Sonderabfalldeponien, dienen, werden sie künftig auf ihre Vereinbarkeit mit den in der TA Abfall, Teil 1 formulierten Standortanforderungen und Ausschlußkriterien zu prüfen sein.

2.3.2.2 Der Planungsprozeß

290. Eine an den Anforderungen des § 6 Abs. 1 Satz 1 und 2 AbfG ausgerichtete Abfallbeseitigungsplanung hat vor allem drei Aufgaben wahrzunehmen. Ihr kommt es zu,

- den Kapazitätsbedarf zu ermitteln und in dem für notwendig befundenen Ausmaß neue Kapazitäten auszuweisen,
- die Beseitigungsstruktur (zentrale oder dezentrale Anlagen, Art der anzuwendenden Beseitigungstechnik) vorzuzeichnen und
- konkrete Standorte festzulegen.

2.3.2.2.1 Methodik der Standortwahl

291. In verschiedenen Bundesländern ist gegenwärtig der Standortsuche eine Vorauswahl in Gestalt von Negativkatalogen vorgeschaltet. Dies geschieht teilweise nach landeseinheitlichen Kriterien, wie in den in Abschnitt 2.3.2.1.4 erwähnten Prüfungskatalogen für Deponiestandorte (Siedlungsabfall) und Verbrennungsanlagen (Sonderabfall) in Hessen sowie für Sonderabfall über alle Typen von Beseitigungsanlagen hinweg in Nordrhein-Westfalen (sog. A-Kriterien im Rahmenkonzept zur Planung von Sonderabfallentsorgungsanlagen). Teilweise werden Ausschlußkriterien auch fallweise, das heißt anläßlich der Standortsuche in einer vorgegebenen Region, entwickelt (MELUF BW, 1987). Künftig wird die TA Abfall, Teil 1 auch die Standortsuche für Sonderabfälle durch Ausschlußkriterien und positive Anforderungen zu einem wesentlichen Teil bestimmen; dies gilt sowohl für oberirdische Deponien (Nr. 9.3) als auch für die untertägige Ablagerung (Nr. 10.2 und 10.3), die im übrigen auf Salzgesteine beschränkt ist.

292. Von dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) und der Neufassung des Raumordnungsgesetzes (ROG) wird eine Beeinflussung des Planungsprozesses erwartet. Die Befürchtungen gehen vielfach dahin, daß Festlegungen auf der Ebene der Abfallentsorgungspläne ihren Wert verlören, weil die ihnen zugrunde liegenden Daten im Zuge der UVP für planfeststellungspflichtige Abfallentsorgungsanlagen nochmals erhoben und einer erneuten — vielleicht abweichenden — Bewertung unterzogen werden müßten. Diese Bedenken sind nicht von der Hand zu weisen, da das UVP-Gesetz das Verhältnis der UVP zur Abfallbeseitigungsplanung nicht klar regelt.

Wenn bereits mit Aufstellung eines Abfallbeseitigungsplans eine Vorentscheidung für einen bestimmten Standort getroffen wird und gegebenenfalls Lösungsalternativen untersucht werden, sollte bereits auf dieser Ebene ein Teil der von einer UVP zu berücksichtigenden Auswirkungen „abgeschichtet" werden (SRU, 1988, S. 21).

Sollte sich dagegen die Beseitigungsplanung künftig auf die Planung der vorzuhaltenden Kapazitäten und der groben räumlichen Zuordnung von Anlagen etwa zu Kreisen oder Regionen beschränken, wäre ein ausreichender Projektbezug zur Durchführung einer UVP nicht gegeben. Der Kreis der zu beteiligenden Öffentlichkeit ließe sich dann nicht sinnvoll eingrenzen. Auch müßte es aus der Sicht des Bürgers so wirken, als ob die bei Aufstellung des Abfallbeseitigungsplans behandelten Fragestellungen im Planfeststellungsverfahren noch einmal erörtert würden.

Allerdings erscheint es auch bei einer solchermaßen zurückgenommenen Standortplanung möglich und sinnvoll, die Suche nach dem konkreten Standort vorzustrukturieren. Dies kann durch landesweit einheitliche Kriterien geschehen, die die Anlagensicherheit betreffen, wie etwa an Hand der nach Deponieklassen eingeteilten „Untersuchung und Beurteilung von Abfällen — Teil 2" der Landesanstalt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (1987). Parallel dazu ist zu erwägen, bereits bei der Erarbeitung des Abfallbeseitigungsplans auf die regionalen Besonderheiten zugeschnittene Untersuchungsrahmen und Bewertungsmaßstäbe für eine nachfolgende UVP festzulegen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß Anhang A Nr. 12 und 13 der TA Abfall, Teil 1 für Sonderabfälle bereits grobe Prüfkriterien vorgibt, die auch bei einer UVP heranzuziehen sein dürften.

2.3.2.2.2 Beteiligung von Institutionen und Personen

293. Trotz der Festschreibung der Beachtenspflicht von Zielen der Raumordnung und Landesplanung im Abfallgesetz (Tz. 260) wird die Einflußnahme der Raumordnung auf die Abfallbeseitigung in der Praxis als gering eingeschätzt, wobei allerdings länderspezifisch deutliche Unterschiede zu verzeichnen sind (vgl. JUNG, 1988, S. 170; MÜLLER und HOLST, 1987, S. 10 und 211 ff.). Die Ursachen liegen darin, daß die Raumordnung und Landesplanung häufig an den Planungsprozessen gar nicht oder erst zu einem Zeitpunkt beteiligt wird, in dem das Planungsvorhaben schon so

weit fortgeschritten ist, daß keine Spielräume für eine raumverträgliche Gestaltung des Vorhabens mehr gegeben sind. Ein weiteres Defizit liegt in den häufig zu unpräzisen fachplanerischen Vorgaben (vgl. MÜLLER und HOLST, 1987, S. 107). Da der fertige Beseitigungsplan das Ergebnis einer schwierigen Abstimmung zwischen Planungsbehörde und Betroffenen ist, fällt es den Landesplanungsbehörden unter diesen Voraussetzungen schwer, Einfluß auf den Beseitigungsplan zu nehmen. Die Planungsinhalte der Abfallbeseitigungspläne werden dementsprechend häufig von den Stellen der Landesplanung ohne Einflußnahme in die raumplanerischen Regionalpläne übernommen.

294. Zur Verstärkung der Rolle der Raumordung in der Abfallbeseitigungsplanung werden vom Rat folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

- möglichst frühzeitige und umfassende Information der Raumplanung und ihre partnerschaftliche Einbindung in den Prozeß der Standortsuche
- Präzisierung der fachplanerischen Vorgaben soweit, daß eine raumordnerische Beurteilung der jeweiligen raumwirksamen Planungsfolgen möglich ist
- Benennung von Verfahrensalternativen und deren Auswirkungen auf die Standortwahl.

295. Zur Beseitigung der aufgezeigten Probleme wird daneben eine stärkere Einbindung der Abfallbeseitigung in die Programme und Pläne der Raumordnung und Landesplanung durch eine Verknüpfung der Abfallplanung mit der regionalen Planung erwogen (JUNG, 1988, S. 171). Dies ist beispielsweise in Bayern erfolgt, wo nach Artikel 1 Abs. 2 bay. AbfG der Abfallbeseitigungsplan ein fachlicher Plan ist, der vom Staatsminister für Landesentwicklung und Umweltfragen aufgestellt wird. Eine umfassende Vollintegration der Abfallplanung in die Raumordnung und Landesplanung wird dabei aber überwiegend abgelehnt, da dies die Gefahr in sich birgt, daß die ökologischen Ausrichtungen der Abfallbeseitigungsplanung zugunsten raumstruktureller Festlegungen verkürzt werden (ERBGUTH, 1986, S. 146; JUNG, 1988, S. 173). Favorisiert wird demgegenüber eine mittelbare Teilintegration. Die Abfallbeseitigungspläne sollen also nicht von vornherein als Teil der Raumordnungspläne durch die Träger der Landesplanung, sondern durch die Fachplanungsbehörden selbst aufgestellt werden und erst, nachdem sie einen weiteren raumordnerischen Abwägungsprozeß durchlaufen haben, teilweise in die Raumordnungspläne übernommen werden (HOPPE und BECKMANN, 1990, S. 6).

Eine dahin gehende Einbeziehung der Abfallplanung in die überfachliche Landesplanung kann dazu beitragen, Akzeptanzproblemen vorzubeugen (Abschn. 2.3.1.4).

296. Durch die Integration der Abfallbeseitigungsplanung in die Regionalplanung können die Festlegungen der Abfallbeseitigungspläne zu Zielen der Raumordnung und Landesplanung werden, wenn sie Zielqualität besitzen. Damit wird die Beachtenspflicht der §§ 5 Abs. 4 und 4 Abs. 5 ROG (Abschn. 2.3.1.4) sowie die Pflicht der Gemeinden zur Anpassung der Bauleitpläne an die Ziele der Raumordnung und Landesplanung (§ 1 Abs. 4 BauGB) ausgelöst. Dies ist insbesondere dann von Bedeutung, wenn eine Möglichkeit zur Verbindlicherklärung von Abfallbeseitigungsplänen (vgl. Bayern) nicht besteht. Darüber hinaus bietet der Koordinationsauftrag und die damit einhergehende „Neutralität" der Landesplanung eine Gewähr für eine stärkere Beachtung auch fachfremder Interessen.

297. Allerdings muß die Parallelität der Aufstellung von Abfallbeseitigungsplan und der Abänderung oder Ergänzung der landesplanerischen Aussagen entgegen der Kritik (MÜLLER und HOLST, 1987, S. 230; WEIDEMANN, 1988, S. 978) nicht unbedingt nachteilig sein. Vielmehr ist eher zu vermuten, daß derartige Parallelverfahren nicht nur zeitökonomisch sind, sondern auch die Möglichkeit zu einem intensiven Dialog eröffnen können. Ähnliches gilt, wenn — wie in Nordrhein-Westfalen — der für die Aufstellung des raumplanerischen Gebietsentwicklungsplans zuständige Bezirksplanungsrat zugleich an der Erarbeitung der Abfallbeseitigungsplanung zu beteiligen ist.

298. Die Praxis der Einbindung der betroffenen Standortgemeinden weist länderspezifisch deutliche Unterschiede auf (MÜLLER und HOLST, 1987, S. 211 ff.), was unter anderem auf das unterschiedliche raumordnungsrechtliche und landesplanerische Instrumentarium (Tz. 246) zurückzuführen ist. Die Erfahrungen in Bayern haben gezeigt, daß die potentiellen Standortgemeinden sich in der Regel negativ zu den betreffenden Planungsvorhaben äußern, während in Nordrhein-Westfalen aufgrund der Koppelung von Abfallentsorgungsplanung und Regionalplanung auf der Ebene der Bezirksplanungsräte häufig durchaus die Zustimmung der betreffenden entsorgungspflichtigen Körperschaften zu erzielen war (MÜLLER und HOLST, 1987, S. 230 und 268).

299. In Bayern werden die Naturschutzverbände bei der Durchführung von Raumordnungsverfahren für Abfallbeseitigungsanlagen beteiligt. In Baden-Württemberg wird nunmehr bei der Planung einer Sonderabfallbeseitigungsanlage erstmals ein Umwelt- und Naturschutzverband beteiligt. Wie in künftigen Fällen in diesem Bundesland eine Beteiligung ausgestaltet werden wird, ist derzeit noch ungewiß.

300. Eine Bürgerbeteiligung bei Aufstellung der Abfallbeseitigungspläne war bislang nur in Niedersachsen rechtlich vorgeschrieben. Allerdings gibt es außerdem in Nordrhein-Westfalen Erfahrungen auf diesem Feld. Dort hat man den Entwurf des Landesentwicklungsplanes LEP VI, der wegen seines Bezugs auf industrielle Großvorhaben vergleichbare Akzeptanzfragen berührt, auf informeller Grundlage den Bürgern zugänglich gemacht, die Einwendungen und Stellungnahmen vorbringen konnten. Die Erfahrungen mit dieser Form der Bürgerbeteiligung waren in Nordrhein-Westfalen jedenfalls nicht negativ, zumal ohnehin die zu beteiligenden Gemeinden in zunehmendem Maße die Argumente ihrer Bürger übernehmen oder zumindest artikulieren (RONELLENFITSCH, 1989, S. 108).

Dagegen verzichtet das Niedersächsische Abfallgesetz vom 21. März 1990 (GVBl. Nds. 1990, S. 91 ff.) nunmehr auf eine Bürgerbeteiligung bei Aufstellung der Abfallbeseitigungspläne. Grund hierfür war einmal der Eindruck, daß die Bürgerbeteiligung zu überzogenen Anforderungen an die standortspezifischen Detailfestlegungen im Abfallbeseitigungsplan führe, was sich hemmend auf die Planungstätigkeit auswirke. Weiterer Grund war die künftig erforderliche UVP im Rahmen von Raumordnungsverfahren für Abfallbeseitigungsanlagen von überörtlicher Bedeutung, die den Bürgern auf dieser Ebene eine intensive Beteiligung ermöglicht.

2.3.2.2.3 Anwendung des vorhandenen Instrumentariums zur Sicherung der Standortplanung

301. Eine Analyse ergibt, daß von der Möglichkeit, Abfallbeseitigungspläne für verbindlich zu erklären, eher sparsam Gebrauch gemacht wurde (Abschn. 2.3.2.1.3). Zudem handelt es sich zum Teil um Pläne, in denen neue Standorte gerade nicht ausgewiesen werden. Es ist darauf hingewiesen worden, daß verbindlichen Abfallbeseitigungsplänen hinsichtlich neu zu errichtender Anlagen lediglich eine Sperrfunktion gegenüber konkurrierenden Planungen zukommt. Eine Ablehnung des Standortes im nachgeschalteten Planfeststellungsverfahren kann nicht ausgeschlossen werden, so daß in gewisser Hinsicht durch den Beseitigungsplan der Eindruck einer in Wirklichkeit nicht gegebenen Entsorgungssicherheit vermittelt wird (HOPPE und BECKMANN, 1990, S. 60; WEIDEMANN, 1988, S. 978). Im Grundsatz gilt dies auch für andere Instrumente der Standortsicherung, denen aber insgesamt in der Praxis der Vorzug gegeben wird. Zu nennen ist vor allem die — abgestimmte — Übernahme von Standortentscheidungen in Regional- und Gebietsentwicklungspläne als Ziele der Raumordnung und Landesplanung. Die Bevorzugung dieses Instrumentes erklärt sich daraus, daß die Ziele Beachtenspflichten nicht nur für die nachgeordneten Abfallwirtschaftsbehörden, sondern auch für die Träger konkurrierender Fachplanungen und für die kommunale Bauleitplanung auslösen.

302. Als Gestaltungsmittel zur Sicherung der Standortplanung ist auch die den Kreisen und kreisfreien Städte nach § 5 Abs. 3 LAbfG NW obligatorisch obliegende Erarbeitung von Abfallwirtschaftskonzepten anzusehen. Insbesondere tendiert diese Regelung dazu, die entsorgungspflichtigen Körperschaften zu einer konstruktiven Standortplanung zu bewegen, zumal ihnen die Beachtung der Abfallbeseitigungspläne auferlegt wird (vgl. APPOLD und BECKMANN, 1990, S. 311 ff.).

2.3.2.3 Steuerungsleistung der Planung

2.3.2.3.1 Übereinstimmung von Beseitigungsplänen und Beseitigungswirklichkeit

303. Die Frage nach der Übereinstimmung von Plan und Wirklichkeit weist zwei Dimensionen auf: Gibt der im Plan ausgewiesene Bestand die tatsächliche Beseitigungssituation zutreffend und erschöpfend wieder? Werden die im Plan ausgewiesenen Neuanlagen tatsächlich verwirklicht?

304. Abstriche an der Wirklichkeitsnähe des mehr dokumentarischen Teils von Abfallbeseitigungsplänen sind dort angebracht, wo bestehende Exportabhängigkeiten nicht ausgewiesen werden. So war beispielsweise dem Abfallbeseitigungsplan des Saarlandes in der Fassung vom 25. Oktober 1984 der Umfang des Ausfuhranteiles nicht zu entnehmen. Der neue Teilplan Hausabfall spricht nunmehr von einem Ausfuhranteil von 45,4 % und weist darüber hinaus auch noch die entsprechenden außersaarländischen (zumeist fränzösischen) Anlagen aus. Überhaupt scheint die mit der dritten Novelle zum Abfallgesetz eingeführte Bestimmung allmählich Wirkung zu zeigen, wonach die einschränkenden Voraussetzungen des § 13 Abs. 1 Nr. 4 a AbfG über die Verbringung von Abfällen ins Ausland dann nicht gelten, wenn der Abfallexport im Beseitigungsplan vorgesehen ist. So wird in den in Baden-Württemberg vorbereiteten Teilplänen Hausmüll und Sonderabfälle die Mitbenutzung ausländischer Anlagen für eine Übergangsphase zugelassen (vgl. Tab. 2.3.1 und 2.3.2). Allerdings ist zweifelhaft, ob eine Exportklausel ohne Zeit-, Mengen- und Anlagenbezug geeignet ist, die Beseitigungssituation im Plangebiet zutreffend zu charakterisieren. Eine Reihe neuer Pläne, Planentwürfe und Abfallwirtschaftskonzepte (Bremen, Hamburg, Hessen) nennt Umfang, Aufschlüsselung und Entwicklung des Exportes.

305. Ein Spannungsfeld zwischen ausgewiesenem Anlagenbestand und Beseitigungswirklichkeit zeigt sich regelmäßig, wenn Beseitigungspläne veralten. In Anbetracht vorherrschender Entsorgungsengpässe ist z. B. bei Deponien nicht unbedingt von einem linearen Rückgang der Restschüttkapazitäten, also des noch zur Verfügung stehenden Deponieraums, auszugehen, insbesondere wenn die Nichtinbetriebnahme von Anlagen Kettenreaktionen auslöst. Auf der anderen Seite steigt in einer solchen Lage das Bestreben, die Kapazität der einzelnen Anlage durch Erweiterungsplanung zu strecken. Bei Müllverbrennungsanlagen äußert sich dies entweder im schlichten Fortbetrieb veralteter Anlagen oder in Kapazitätsausweitungen am gleichen Standort. Deponien werden nicht selten weit über die Grenzen der Ursprungsplanung horizontal oder vertikal ausgeweitet.

306. Erweiterungs- und Neuplanungen von Anlagen, die sich außerhalb von Abfallbeseitigungsplänen vollziehen, besitzen Indikatorfunktion für eine zu geringe Steuerungswirkung dieses Instrumentes. Gleiches gilt für Neuanlagen, die im Beseitigungsplan vorgesehen sind, aber nicht verwirklicht wurden. So zeigt etwa ein Vergleich des bayerischen Teilplans Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle von 1978 mit der 1. Fortschreibung von 1980 und dem Entwurf einer 2. Fortschreibung (Tab. 2.3.1), daß die zahlreichen 1978 geplanten zentralen Deponiestandorte in der großen Mehrzahl der Fälle nicht verwirklicht wurden. In geringerem Umfang trifft dies auch auf Müllverbrennungsanlagen zu. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß die geringe Realisierungsrate von Deponien teilweise auch Ausdruck einer grundlegenden Neu-

bewertung der verschiedenen Beseitigungsformen durch den Planungsträger ist. In Nordrhein-Westfalen ergibt ein Vergleich der in Anlage 12 des Teilplans Siedlungsabfälle vom 30. Oktober 1978 (MBl NW 1978, S. 1837ff.) ausgewiesenen geplanten Anlagen mit dem Bestand der Anlagen in den nunmehr unter Zuständigkeit der Regierungspräsidenten entwickelten Beseitigungsplänen (Tab. 2.3.1), daß etwa ein Drittel der ursprünglich nicht bloß als Alternativstandort projektierten Anlagen nicht realisiert wurde. Teilweise wurden dafür andere Anlagen konkret in Angriff genommen.

Bei diesen Betrachtungen darf nicht unberücksichtigt bleiben, daß eine beträchtliche Anzahl von Beseitigungsplänen sich in der Auflistung vorhandener Anlagen erschöpft (Abschn. 2.3.2.1.2). Das Bild der Beseitigungsplanung in der Bundesrepublik wird dadurch insoweit verzerrt, als der — unzutreffende — Eindruck entsteht, als ob die Unzulänglichkeiten der Planung gerade in den soeben behandelten Abfallbeseitigungsplänen besonders auffällig wären. Zutreffend ist vielmehr, daß bestimmte Schwächen des Instrumentes Abfallbeseitigungsplanung erst in Plänen sichtbar werden, die einen vergleichsweise hohen Standard erreicht haben.

2.3.2.3.2 Lenkung von Stoffströmen

307. Die Abfallbeseitigungsplanung steht in engem Bezug zu den der Behandlung und Ablagerung von Abfällen vorgelagerten Tätigkeiten des Einsammelns, Beförderns und (Zwischen-)Lagerns. Zwar ist es nicht möglich, in Beseitigungsplänen bestimmte Formen der Getrenntsammlung vorzuschreiben, da es sich hierbei nicht um standort-, sondern um maßnahmebezogene Festlegungen handelt. Solche Maßnahmen lassen sich aber in den programmatischen Teil eines Planes oder in Abfallwirtschaftsprogramme aufnehmen, wie dies zum Teil auch geschieht. Sollen sich solche Angaben nicht in einer Beschreibung des Ist-Zustandes erschöpfen, so ist eine frühzeitige Abstimmung mit den für das Einsammeln, Befördern und Lagern zuständigen kommunalen Gebietskörperschaften ratsam. Eine solche Abstimmung ist auch für die Aufnahme solcher Verwertungsanlagen in den Beseitigungsplan zweckmäßig, die — wie z. B. Kompostierungsanlagen — dem Abfallrecht unterstehen und die zugleich auf bestimmte Formen des getrennten Einsammelns und Beförderns angewiesen sind.

308. Je höher die Steuerungsleistung von Abfallbeseitigungsplänen ist, desto mehr werden sie auch für das Verhältnis von Verwertung zur Beseitigung zu einem bestimmenden Faktor. In diesem Zusammenhang ist zu befürchten, daß der in einigen Flächenländern bestehende oder in Aussicht genommene Andienungszwang für Sonderabfälle (Abschn. 2.3.2.1.2) in der Verbindung mit Beseitigungsmonopolen dazu führt, daß die Suche nach umweltverträglichen Verwertungsmöglichkeiten zu früh abgebrochen wird. Um zu verhindern, daß die Verwertung vom Reststofferzeuger als Deckmantel benutzt wird, um eine umweltschonende, aber kostspielige Behandlung zum Zwecke der Ablagerung zu umgehen, sollten weichere Instrumente — z. B. Nachweispflichten — eingesetzt werden.

2.3.2.3.3 Kapazitätsplanung durch Abfallbeseitigungspläne

309. Eine Kardinalaufgabe der Abfallbeseitigungsplanung besteht darin, Beseitigungsanlagen in einem Umfang auszuweisen, der dem im Planungszeitraum erwarteten Abfallaufkommen nach Menge und Qualität entspricht. Nach Art eines Haushaltes lassen sich die Abfallaufkommensseite und die Beseitigungsanlagenseite gegenüberstellen. Ein solcher teils prognostischer, teils bilanzierender Ansatz wird (Tz. 279ff.) in den wenigsten Beseitigungsplänen angewandt. Andere Pläne ermöglichen ohnehin keinerlei Aussage zur Entwicklung des Abfallaufkommens. Insbesondere gilt dies für Beseitigungspläne, die nur den Bestand von Anlagen wiedergeben. Zwar ist festzustellen, daß einige Beseitigungspläne verschiedene für eine Kapazitätsplanung erhebliche Faktoren enthalten; der Versuch einer breit angelegten Erfassung und Verknüpfung der wesentlichen Einflußgrößen ist aber bislang nur in Nordrhein-Westfalen (Rahmenkonzept Sonderabfall) und in Schleswig-Holstein (Generalplan, Teil Sonderabfälle) unternommen worden (Abschn. 2.3.2.1).

310. In Nordrhein-Westfalen liefert die Vergabe von Lizenzen zur Behandlung und Ablagerung ausgeschlossener Abfälle ein ergänzendes Mittel zur Steuerung der Anlagenkapazität. Aus § 10 Abs. 2 LAbfG NW ergibt sich, daß die Lizenzerteilung nicht im Widerspruch mit einschlägigen Vorgaben der Beseitigungspläne stehen darf.

311. Auf der Seite des Abfallaufkommens sind für eine verläßliche Kapazitätsplanung mindestens von Bedeutung:

- Entwicklung des Abfallaufkommens nach Art und Menge
- regionale Verschiebungen
- Auswirkungen von Vermeidungs- und Verwertungsmaßnahmen.

312. Dem gegenüberzustellen sind auf der Seite der Beseitigungsanlagen:

- die Kapazität vorhandener Anlagen und die Dauer ihrer Verfügbarkeit (Restschüttkapazitäten von Deponien, Jahresleistungen und voraussichtliche Laufzeiten sonstiger Anlagen)
- der ungefähre Zeitpunkt der Verfügbarkeit neuer Anlagen
- die Kapazität neuer Anlagen
- die Entwicklung des in industrieeigener Verantwortung betriebenen Anlagenbestandes (fast ausschließlich im Sonderabfallbereich)
- regionale Kapazitätsungleichgewichte (fast ausschließlich im Siedlungsabfallbereich).

313. Schließlich müssen Abfallexporte (und künftig ggf. Importe) berücksichtigt werden. Dabei ist die Exportmenge keineswegs nur Resultante des Defizits an

Anlagenkapazitäten. Vielmehr unterliegt sie zum einen rechtlichen Beschränkungen (Abschn. 2.5.2.1 und 2.5.3.2); zum anderen muß berücksichtigt werden, daß sich die Verfügbarkeit von Anlagen außerhalb des Planungsgebietes aus verschiedenen Gründen (z. B. aufgrund von Akzeptanzproblemen oder politischen Grundsatzentscheidungen) verändern kann. Insoweit wirken Veränderungen des Exportanteils auf den Bedarf an Neuanlagen zurück.

314. Eine besondere Rolle bei der Bestimmung des Abfallaufkommens und seiner regionalen Verteilung wird zunehmend die Aufgabe der Sanierung von Altlasten, vor allem im Blick auf Dekontamination und gegebenenfalls Umlagerung (SRU, 1989, Tz. 446ff.), einnehmen.

2.3.2.3.4 Standortplanung durch Abfallbeseitigungspläne

315. Nur in sehr wenigen Abfallbeseitigungsplänen werden — wie in § 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG zwingend vorgeschrieben —, geeignete Standorte für künftige Anlagen festgelegt (Abschn. 2.3.2.1.2). Zudem geht die Mehrzahl der ausgewiesenen Neu- oder Erweiterungsvorhaben auf bereits vorbereitete, angelaufene oder abgelaufene Planfeststellungsverfahren zurück, die gerade nicht auf dem Beseitigungsplan aufbauen, sondern von ihm vorgefunden werden. Dort wo der Versuch unternommen wird, dem Auftrag des Gesetzgebers zu genügen, erweist sich die Durchsetzungskraft des Gestaltungsmittels Abfallbeseitigungsplanung zumeist als zu schwach (Abschn. 2.3.2.3.1). Sie sieht sich dem kaum lösbaren Dilemma gegenüber, daß eine gesetzeskonforme Standortplanung Abwehrreaktionen auslöst, die regelmäßig zur Verhinderung ihrer Umsetzung führen.

316. Der Träger der Beseitigungsplanung wäre bei konsequenter Beachtung des § 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG gehalten, sämtliche Anlagen, für die möglicherweise im Planungszeitraum ein Planfeststellungsverfahren eingeleitet werden soll, auszuweisen. Er müßte zugleich implizit oder explizit Aussagen zu Standorteignung, technischen Anforderungen und Ausgleichsmaßnahmen nach § 8 Abs. 4 BNatSchG treffen. Ganz abgesehen von der massiven Beanspruchung vor allem personeller Ressourcen, die eine solche Beseitigungsplanung mit sich bringt, erweist sie sich als wenig erfolgversprechend. Unvermeidlich erscheinen nämlich Konflikte, die sich daraus ergeben, daß nicht alle Planfeststellungsverfahren unmittelbar im Anschluß an die Fertigstellung des Abfallbeseitigungsplans anlaufen können und sollen.

317. Erstens führt ein solcher zeitlicher Abstand von Beseitigungsplanung und Planfeststellungsverfahren zu einer Verunsicherung von potentiell betroffenen Standortgemeinden und der dort lebenden Bevölkerung. Es erscheint nahezu unausweichlich, daß sich so erheblicher Widerstand formiert, bevor die Planfeststellungsbehörde in einen Dialog mit dem in Planfeststellungsverfahren zu beteiligenden Personenkreis treten kann. In welchem Maße Unfreiwilligkeit von Gefahrenquellen, Unbekanntheit ihrer Auswirkungen, subjektiv empfundenes „Katastrophenpotential“ und schwer wahrnehmbarer individueller Nutzen die Risikowahrnehmung beeinflussen, haben NOEKE und TIMM (1989, S. 25f.) aufgezeigt. Diese Faktoren müssen fast zwangsläufig bei Anwohnern eines in Aussicht genommenen Standortes bestimmendes Gewicht erlangen, wenn entsprechende Informations- und Partizipationsangebote erst wesentlich später einsetzen. Die Problematik wird dadurch verschärft, daß der Beseitigungsplan zweckmäßigerweise Reserve und Alternativstandorte bzw. -verfahren ausweisen sollte.

318. Zweitens ist es möglich, daß sich innerhalb des Planungszeitraums die verfügbare Technik und gegebenenfalls das Wissen über die Zuverlässigkeit der vorgesehenen Technik verändert (APPOLD und BECKMANN, 1990, S. 314; SCHENKEL, 1990, S. 141).

319. Die Schwäche der überörtlichen Abfallbeseitigungsplanung rührt außerdem daher, daß Planungsträgerschaft und Entsorgungspflichtigkeit auseinanderfallen. Eine Anlagenplanung gegen den Willen der entsorgungspflichtigen kommunalen Körperschaften ist nur schwer durchsetzbar (HOPPE und BECKMANN, 1990, S. 61).

320. Insgesamt erweist sich der in § 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG enthaltene Auftrag zur Standortplanung als schwer realisierbar. Bei Einführung dieser Vorschrift im Jahre 1972 war das Maß an Sensibilität der Bevölkerung (vgl. SRU, 1987, Tz. 57ff.) gegenüber Umweltbelastungen kaum absehbar. Durch die Kenntnis realer Schadensfälle (problematische Altablagerungen, unsachgemäß errichtete Neuanlagen) steht gerade die Abfallbeseitigungsproblematik im Brennpunkt. Eine planerische Bewältigung dieser Probleme überfordert schnell die Möglichkeiten des Instrumentes Abfallbeseitigungsplan.

321. Eine weitere Schwäche der gegenwärtigen Standortplanung liegt darin, daß die Träger der Abfallbeseitigungsplanung gar nicht in der Lage sind, im Zeitpunkt der Planaufstellung hinreichend zuverlässige Aussagen zur Standorteignung zu treffen — gegebenenfalls gar unter Einbeziehung von Alternativstandorten (WEIDEMANN, 1988, S. 981).

322. Entsprechendes gilt für die von § 8 Abs. 4 BNatSchG vorgeschriebene Darstellung der Ausgleichmaßnahmen für Eingriffe in Natur und Landschaft bereits im Abfallbeseitigungsplan. Sie läßt sich in der Praxis nicht verwirklichen. Ausgleichsmaßnahmen sollten sich am konkreten Vorhaben orientieren, welches bei Planerstellung aber nur dann erkennbar ist, wenn der Beseitigungsplan lediglich anderweitig getroffene Standortentscheidungen wiedergibt.

2.3.2.4 Perspektiven einer zukünftigen Abfallbeseitigungsplanung

323. Die gesonderte planerische Erfassung von Sonderabfällen ist sachgerecht. Wegen der Mengen an Bauschutt und Bodenaushub, die den Anfall von Hausmüll um ein Vielfaches übersteigen (Abschn. 3.1.3 und 3.2.2.1), empfiehlt sich daneben die Einführung gesonderter Pläne für Bauschutt und Bodenaushub, wie bereits in Berlin geschehen. Gewichtiger als

die Gefahr einer gewissen Verstärkung der Gegnerschaft gegenüber solchen — in der öffentlichen Diskussion bislang wenig beachteten Anlagen — ist das dringende Bedürfnis nach einer besseren Kontrolle gerade von Deponien für nicht verwertbaren Bauschutt und Bodenaushub (Abschn. 5.5.2.5).

324. Die Erfahrungen mit dem Beitrag der betriebsinternen Verwertung und Beseitigung zur Entlastung der auf staatlichen Planungsanstrengungen beruhenden Beseitigung sind insgesamt positiv. Allerdings sind Abfallbeseitigungspläne kein geeignetes Instrument, um zu einer bei Einhaltung der Anlagenstandards wünschenswerten Intensivierung der industriellen Eigenbeseitigung zu gelangen. Wenngleich sich das Ordnungsrecht insgesamt zur Erreichung dieses Ziels als wenig geeignet erweist, sollte eine vorausschauende Abfallwirtschaftspolitik durchaus Anreize für eine betriebsinterne Beseitigung schaffen. Dabei dürfen freilich Abstriche an der Sicherheit und Umweltverträglichkeit entsprechender Anlagen nicht gemacht werden. Wegen des Spannungsverhältnisses zu Maßnahmen der Vermeidung und Verwertung muß außerdem im Zulassungsverfahren sorgfältig geprüft werden, welche Maßnahmen die größte Verringerung von Umweltbelastungen erhoffen lassen und in welchem Maße das genannte Spannungsverhältnis durch Anpassungsklauseln gemildert werden kann.

Kapazitätsplanung

325. Künftige Abfallbeseitigungspläne sollten dem Beispiel Schleswig-Holsteins und Nordrhein-Westfalens folgend verstärkt eine Kapazitätsplanung unter Berücksichtigung der in Abschnitt 2.3.2.3.3 genannten Faktoren betreiben.

326. Dabei wird zu beachten sein, daß genügend Reservekapazitäten vorzuhalten sind. Die Erfahrungen in Hessen haben gezeigt, daß die Prognose äußerst schwierig ist, ob und wann bestimmte Anlagen fertiggestellt werden können. Reservekapazitäten sind ferner auch wegen des möglichen Ausfalls von Anlagen notwendig.

Ein Einwand ist allerdings zu bedenken: „Geplante" Unterkapazitäten könnten Vermeidungs- und Verwertungsanreize auslösen, während ausreichende Kapazitäten dem Vorwurf ausgesetzt sind, Sogeffekte auszulösen, die strukturkonservierend und damit hinderlich für eine Steigerung der Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen sein könnten. Dieser Gedanke läßt sich nicht ganz von der Hand weisen. Dennoch erscheint es durchaus möglich, bei ausreichenden Kapazitäten den genannten, auch dem Rat nicht wünschenswert erscheinenden Effekten mit anderen Strategien zur Vermeidung und Verwertung erfolgreich gegenzusteuern.

Ansatzpunkt kann eine Bewirtschaftung der vorhandenen Beseitigungsanlagen sein. Bei Deponien besteht die Möglichkeit zum Kapazitätsrückbau darin, daß der Abfallbeseitigungsplan bestimmte Anlagen oder Anlagenabschnitte als Ausfalldeponien ausweist. Bei Müllverbrennungsanlagen besteht ein Ansatz in der von einem Stufenplan koordinierten Stilllegung von Altanlagen, die nicht in absehbarer Zeit auf den neuesten technischen Stand umgerüstet werden können. In besonders gelagerten Fällen können bei einzelnen Sonderabfallgruppen Beseitigungsmöglichkeiten an den Nachweis laufender Anstrengungen, zu einer Vermeidung oder Verwertung zu gelangen, gekoppelt werden. Erwähnt seien beispielhaft die Dünnsäurerückstände aus der Titandioxidproduktion sowie die REA-Gips-Rückstände aus Braunkohlekraftwerken.

Im übrigen bestehen insbesondere bei den um ein Vielfaches gestiegenen Kosten einer umweltgerechten Verbrennung von Sonderabfall im Vergleich zur früher üblichen Deponierung Zweifel an der These einer Sogwirkung bzw. Strukturkonservierung. Im Gegenteil gehen von entsprechend hohen Kosten starke Impulse für Vermeidung und Verwertung aus.

Standortplanung

327. Eine Empfehlung zum künftigen Schicksal der Standortplanung in Abfallbeseitigungsplänen ist angesichts der in Abschnitt 2.3.2.3.4 geschilderten Ausgangssituation außerordentlich schwierig. Denkbar wäre es sogar, von der Festlegung künftiger Standorte generell abzusehen (RONELLENFITSCH, 1989, S. 117), was aber nur im Zuge einer gesetzgeberischen Korrektur des § 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG zulässig wäre.

Eine andere Überlegung geht dahin, in den Abfallbeseitigungsplänen nur grobe räumliche Zuordnungen von Anlagen etwa nach Kreisen oder Regionen zu treffen, wie dies in Bayern (Teilplan Hausmüll) geschieht. Zeitlich abgestimmt mit der Einleitung des Planfeststellungsverfahrens ließen sich dann durch Planfortschreibungen gegebenenfalls weitere Konkretisierungen erreichen. Damit ließe sich vermeiden, daß auf lokaler Ebene eine Standortdiskussion mit der Folge erheblicher Verunsicherung entbrennt, lange bevor ein Planfeststellungsverfahren eingeleitet werden kann. Auch würde die Erarbeitung des Beseitigungsplans nicht befrachtet mit der Inanspruchnahme von Verwaltungsressourcen für eine Standortsuche, deren Ergebnis aufgrund eingehender Erkenntnisse und einer zwischenzeitlich fortgeschrittenen Beseitigungstechnik später häufig revidiert werden muß.

328. Der für eine solche Standortplanung angemessene räumliche Bezugsrahmen läßt sich nicht für alle Abfallarten einheitlich bestimmen (JUNG, 1988, S. 165f.). Er hängt eng mit der Frage nach dem sinnvollen Einzugsbereich und der organisatorischen Frage, wem die Entsorgungspflicht im Sinne von § 3 AbfG obliegt, zusammen. Während für die Mehrzahl der Typen von Sonderabfallbeseitigungsanlagen größere Bezugseinheiten als einzelne Kreise erforderlich sind (APPOLD und BECKMANN, 1990, S. 321f.; SCHENKEL, 1990, S. 139) und häufig eine Kooperation selbst über Ländergrenzen hinweg trotz der Umweltbedeutsamkeit von Transporten umweltpolitisch wünschenswert sein mag, kann beim Bauschutt und Erdaushub schon die Zuordnung zu bestimmten Gemeinden sinnvoll und bei entsprechender Leistungs-

fähigkeit sogar rechtlich geboten sein (HOHMANN, 1989, S. 415). Problematischer ist die Situation bei den Siedlungsabfällen. Im Grundsatz ist eine nach Kreisen gegliederte räumliche Beseitigungsstruktur zu befürworten (von der HEIDE, 1989, S. 199; HOHMANN, 1989, S. 414). Eine Zuordnung geplanter Anlagen zu bestimmten Gemeinden oder das Belassen von Handlungsspielräumen für die Gemeinden kommt für alle Verwertungs- und Beseitigungsanlagen mit kleinräumigem Einzugsbereich in Betracht, so z. B. für Kompostierungsanlagen (JUNG, 1988, S. 160ff.), wobei sich auch hier schematische Aussagen wegen der unterschiedlichen Verfahren und Siedlungsstrukturen verbieten. Dagegen sollte die räumliche Zuordnung geplanter Anlagen zur Beseitigung von Siedlungsabfällen dann kreisübergreifend erfolgen, wenn eine nach Landesrecht (§ 1 Abs. 3 AbfG HE; §§ 6 Abs. 2, 7 Abs. 1 LABfG NW) mögliche „Hochzonung" der Entsorgungspflicht auf größere Einheiten stattgefunden hat.

Der Rat hält die zuletzt geschilderte Form abgemilderter Standortplanung für vorzugswürdig. Sie erlaubt auch in ausreichendem Maße eine Abstimmung der überörtlichen Planung und ermöglicht den entsorgungspflichtigen Körperschaften insbesondere eine arbeitsteilige Wahrnehmung ihrer Aufgabe.

329. Ein weiterer entscheidender Vorteil einer solchermaßen zurückgenommenen Standortplanung liegt in der Möglichkeit einer verstärkten Nutzbarmachung der Kräfte des Marktes. Sind Entsorgungsunternehmen in der Lage, die anspruchsvollen umweltrelevanten Zielvorgaben einer zukünftigen Abfallwirtschaft zu erfüllen, so spricht nichts dagegen, sie im Rahmen der planerisch vorgegebenen Grobstruktur mit der Standortsuche zu betrauen und die Ergebniskontrolle unter Einschluß einer Umweltverträglichkeitsprüfung in das Planfeststellungsverfahren zu verlagern (SRU 1978, Tz. 709). Ein solches Vorgehen löst die sachlich nicht gerechtfertigte Ungleichbehandlung der Zulassung von Versorgungs- und Entsorgungsanlagen auf. Es ist konsequent, weil die durch die geballten Marktkräfte auf der Versorgungsseite ausgelösten Stoffströme nicht mehr durch nachfolgende Planungsanstrengungen auf der Entsorgungsseite bewältigt werden können (SCHENKEL, 1990, S. 152). Wenn es zudem gelingt, nicht nur bei Behandlungsanlagen, sondern auch bei Endlagern zu einer weitgehenden Unabhängigkeit von den geologischen Standortgegebenheiten zu gelangen (Abschn. 7.3.4), besteht die Möglichkeit, vorhandene Produktionsstandorte stärker für Beseitigungszwecke verfügbar zu machen (SCHENKEL, 1990, S. 145).

330. Im Vergleich zu Siedlungsabfällen verlangt der Bereich der Sonderabfälle aus quantitativen Gründen (Abschn. 3.1.3 und 3.2.3) nach einer großräumigen Beseitigungsstruktur. Sie eignet sich in besonderem Maße für die Entfaltung privatwirtschaftlicher Initiativen bereits bei der Standortsuche. Die Vorgabe von Kriterien für Standortsicherheit und Umweltverträglichkeit (Abschn. 5.5.4) und die staatliche Kontrolle im konkreten Zulassungsverfahren im Verbund mit hohen technischen Anforderungen vermögen die Umweltverträglichkeit eines Vorhabens genügend zu gewährleisten. Wegen des zu erwartenden Beschleunigungseffektes besteht dann die Hoffnung, die auf Kosten der Umwelt verlorengegangene Entsorgungssicherheit wiederherzustellen.

331. Eine nicht geringe Zahl heute betriebener Anlagen genügt nicht den an eine fortschrittliche, langfristig sichere Abfallbeseitigung zu stellenden Anforderungen, ohne andererseits schon eine Gefahr für Mensch und Umwelt darzustellen. Der Rat schlägt eine planerische Verknüpfung der vorzeitigen Außerbetriebnahme solcher Anlagen, die nicht in absehbarer Zeit auf den neuesten technischen Stand umgerüstet werden können, mit der Inbetriebnahme von Anlagen einer neuen Generation vor. Er verspricht sich hiervon einen wesentlichen Schub für die flächendeckende Anwendung der umweltverträglichsten Beseitigungstechnik bei gleichzeitiger Gewährleistung der ebenfalls aus Umweltsicht unabdingbaren Entsorgungssicherheit in der Übergangszeit.

Wenn dann die Standorte solcher Anschlußanlagen mehr oder weniger in der Nähe der Altanlagen angesiedelt werden, ist durch die Neuanlagen die erzielbare Umweltentlastung objektiv nachweisbar und für die Bürger als Verbesserung der eigenen Umweltsituation feststellbar (Abschn. 2.3.4.3).

332. Die unrealistische Forderung des § 8 Abs. 4 BNatschG, wonach im Abfallbeseitigungsplan Ausgleichsmaßnahmen für Eingriffe in Natur und Landschaft darzustellen sind, sollte entfallen. Wegen des Bezuges zum konkreten Standort lassen sich vor Einleitung des Planfeststellungsverfahrens die Warn-, Ausgleichs- und Abstimmungsfunktionen dieser Vorschrift nicht erzielen.

2.3.3 Zulassung von Abfallbeseitigungsanlagen

333. Ein wesentliches hoheitliches Steuerungsinstrument in der Abfallwirtschaft ist das Zulassungserfordernis des § 7 AbfG, das für sämtliche ortsfeste Abfallbeseitigungsanlagen sowie für die Anlagen des § 5 Abs. 1 AbfG besteht. Nach geltendem Recht kann die Zulassung im Wege der Planfeststellung (§ 7 Abs. 1 AbfG) oder ausnahmsweise durch eine abfallrechtliche Genehmigung (§ 7 Abs. 2 AbfG) erteilt werden.

2.3.3.1 Planfeststellungsverfahren

334. Das in § 7 Abs. 1 AbfG primär vorgeschriebene Planfeststellungsverfahren betrifft die Errichtung und den Betrieb ortsfester Abfallentsorgungsanlagen sowie die wesentliche Änderung solcher Anlagen oder ihres Betriebes. Nach § 7 Abs. 1 Satz 2 AbfG in der Neufassung des Gesetzes zur Umsetzung der UVP-Richtlinie ist bei der Planfeststellung eine UVP durchzuführen.

2.3.3.1.1 Zulassungsbedürftigkeit

335. Ortsfeste Anlagen sind neben Grundstücken (Lagerstätten, Deponien) alle Einrichtungen, die mit dem Erdboden fest verbunden sind oder aufgrund

eigener Schwere dauerhaft darauf ruhen. Alle beweglichen Anlagen, wie z. B. bewegliche Pressen oder Schneidegeräte, sind von der Zulassungspflicht des § 7 AbfG nicht erfaßt (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 7 Rn. 10).

336. Die Zulassungspflicht auslösende, wesentliche Änderungen einer Anlage oder ihres Betriebes liegen dann vor, wenn durch die Änderungen die Auswirkungen der Anlage auf die in § 2 Abs. 1 AbfG genannten Schutzgüter geändert oder andere Umstände berührt werden, die bei der Erstzulassung entscheidungserheblich waren. Dabei ist es ausreichend, daß die Schutzgüter des § 2 Abs. 1 AbfG durch die Änderung in rechtserheblicher Weise berührt werden können, denn schon dann besteht Anlaß zu einer erneuten Überprüfung der Zulassungsfähigkeit (BVerwG, NVwZ 1985, S. 47; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 7 Rn. 8). Unwesentlich ist eine Änderung damit nur dann, wenn eine rechtserhebliche Beeinträchtigung der Schutzgüter unter jedem denkbaren Gesichtspunkt ausgeschlossen werden kann (VGH Mannheim, NVwZ 1986, S. 663f.).

337. Die Zulassungsbedürftigkeit von Anlagen ist in der Praxis nicht frei von Zweifelsfällen. Schwierigkeiten können z. B. bei der Feststellung der Zulassungspflichtigkeit von thermischen Anlagen sowie von Zementdrehrohröfen und Hochöfen auftreten. Eine betriebsinterne Verbrennungsanlage beispielsweise, mit der ein Unternehmen frei werdende Wärme nutzen will, kann zum einen Beseitigungs-, zum anderen aber Verwertungsfunktion haben. Für die Frage nach der abfallrechtlichen Zulassungsbedürftigkeit mußte dabei nach bisherigem Recht auf den in der Praxis nicht leicht zu durchschauenden Hauptzweck der Anlage abgestellt werden (JUNG, 1988, S. 16f.). § 4 Abs. 1 Satz 2 AbfG in der Fassung des Artikel 1 a des Dritten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes bestimmt, daß die Verwertung oder Behandlung von Abfällen in Anlagen zulässig ist, die überwiegend einem anderen Zweck als der Abfallentsorgung dienen und die einer Genehmigung in einem Verfahren unter Einbeziehung der Öffentlichkeit nach § 4 BImSchG bedürfen. In diesem Rahmen differenziert § 1 Abs. 2 Satz 1 des Entwurfs der 17. BImSchV hinsichtlich der Emissionsbegrenzungen danach, ob weniger oder mehr als 25% des Einsatzgutes aus Abfällen bestehen (Tz. 1353f., Abschn. 5.4.11 und 6.2.2.8).

338. Ein weiteres, nicht leicht zu lösendes Problem tritt bei der Nachrüstung von Deponien auf (JUNG, 1988, S. 216). Da es für die Prüfung der Wesentlichkeit einer Änderung grundsätzlich unerheblich ist, ob die Änderung der Anlage die Beeinträchtigung der Umwelt verringert oder verstärkt (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 7 Rn. 8), spricht die Nachrüstung einer Anlage nicht ohne weiteres gegen die Zulassungsbedürftigkeit der Änderung. Wird mit der Nachrüstung beispielsweise eine Kapazitätserweiterung der Anlage verbunden, bestehen an der Wesentlichkeit der Änderung keine Zweifel. Etwas anderes kann aber dann gelten, wenn die technische Ausstattung der Deponie umfassend überprüft und an den Stand der Technik so angepaßt wird, daß die Änderung unzweifelhaft nur mit Vorteilen für den Umweltschutz verbunden ist (JUNG, 1988, S. 217).

2.3.3.1.2 Verfahrensablauf

339. Das Verfahren für die Planfeststellung richtet sich gemäß § 1 Abs. 3 VwVfG nach den allgemeinen Verwaltungsverfahrensgesetzen der Länder. Es beginnt mit einem Anhörungsverfahren, das durch Vorlage des Plans durch den Vorhabensträger bei der Anhörungsbehörde eingeleitet wird (vgl. § 73 VwVfG). Nach Einholung von Stellungnahmen der zu beteiligenden Behörden wird der Plan in allen Gemeinden, in denen sich das Vorhaben voraussichtlich auswirken wird, einen Monat zur Einsicht ausgelegt (§ 73 Abs. 3 VwVfG; § 9 Abs. 1 Satz 1, 2 UVPG in Verbindung mit § 7 Abs. 1 Satz 2 AbfG). Dabei sind nach dem Gesetzesentwurf zur UVP auch Behörden anderer EG-Mitgliedstaaten zu beteiligen, wenn das vorgesehene Vorhaben Auswirkungen auf deren Schutzgüter haben wird (§ 8 UVPG). Die Auslegung des Plans ist von den Gemeinden bekanntzumachen. Jeder, dessen Belange durch das Vorhaben berührt werden, kann bis zu zwei Wochen nach Ablauf der Auslegungsfrist Einwendungen gegen den Plan erheben. Versäumt er diese Frist, so ist er mit seinen Einwendungen im weiteren Verwaltungsverfahren, nicht aber auch in einem späteren Verwaltungsprozeß ausgeschlossen (formelle Präklusion). Die rechtzeitig erhobenen Einwendungen sowie die Stellungnahmen der Behörden werden in einem Erörterungstermin mit den Beteiligten diskutiert.

Nach Abschluß des Anhörungsverfahrens stellt die Planfeststellungsbehörde, die in allen Bundesländern mit der Anhörungsbehörde identisch ist, den Plan durch den Planfeststellungsbeschluß fest. Der Planfeststellungsbeschluß ist dem Träger des Vorhabens, den bekannten Betroffenen und denjenigen, über deren Einwendungen entschieden worden ist, zuzustellen (§ 74 Abs. 4 Satz 1 VwVfG sowie § 9 Abs. 2 Satz 1 UVPG).

340. Der Planfeststellungsbeschluß besitzt eine Konzentrationswirkung: Da alle Genehmigungen, Verleihungen, Erlaubnisse, Bewilligungen, Zustimmungen und Planfeststellungen der Behörden, deren Zuständigkeit durch die Errichtung und den Betrieb von Beseitigungsanlagen berührt sein kann, durch den Planfeststellungsbeschluß ersetzt werden (§ 75 VwVfG), sind im Planfeststellungsverfahren andere behördliche Entscheidungen nicht mehr erforderlich.

341. Die auf diese Weise bewirkte Zusammenfassung der behördlichen Zulassungsverfahren ist zwar rein verfahrensrechtlicher Art, denn sie entläßt die Planfeststellungsbehörde nicht aus den Bindungen, die sich materiell aus den einzelnen Fachgesetzen ergeben (vgl. BVerwGE 70, S. 242; 71, S. 163; VGH Kassel, ZfW 1987, S. 179; vgl. auch SCHWERMER, 1988, § 7 Rn. 49). Sie führt aber verglichen mit dem eine Konzentrationswirkung nicht kennenden abfallrechtlichen Genehmigungsverfahren dennoch zu einer Vereinfachung des abfallrechtlichen Zulassungsverfahrens. Allerdings zeigen empirische Untersuchungen, daß abfallrechtliche Planfeststellungsver-

fahren insbesondere gegenüber immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren deutlich mehr Zeit in Anspruch nehmen (DIHT, 1988, S. 2ff.; SCHULTE-HILLEN und MÖLLER, 1989, S. 58ff.).

342. Die Konzentrationswirkung wirkt sich insbesondere auch im Verhältnis zum Bundes-Immissionsschutzgesetz aus. Die nach § 4 BImSchG in Verbindung mit § 2 Nr. 2 der 4. BImSchV bestehende Genehmigungspflicht, der die meisten Abfallbeseitigungsanlagen unterworfen sind, entfällt danach bei einer abfallrechtlichen Planfeststellung der Beseitigungsanlage. § 7 Abs. 3 AbfG bestimmt für diesen Fall die Immissionsschutzbehörde zur Anhörungs- und Planfeststellungsbehörde. Ob der abfallrechtliche Planfeststellungsbeschluß dagegen auch eine wasserrechtliche Erlaubnis mit umfaßt, wird in der Rechtslehre uneinheitlich beantwortet. Mit der Begründung, § 14 Abs. 1 WHG sei eine Spezialvorschrift, die lediglich eine formelle Zuständigkeitskonzentration bei der Planfeststellungsbehörde anordne, den materiellen Vorbehalt einer gesonderten wasserrechtlichen Erlaubnis oder Bewilligung jedoch aufrecht erhalte, wird teilweise vertreten, daß neben der abfallrechtlichen Planfeststellung eine wasserrechtliche Erlaubnis erforderlich sei (vgl. SCHWERMER, 1988, § 7 Rn. 49; anders: BARTELS, 1987, S. 96; JUNG, 1990, § 7 Anm. 1.1).

2.3.3.1.3 Materielle Zulassungskriterien

343. Versagungsgründe für die Zulassung von Entsorgungsanlagen ergeben sich aus § 8 Abs. 3 AbfG.

Der nach Satz 1 bestehende zwingende Versagungsgrund des Widerspruchs eines Vorhabens zu den Festlegungen eines verbindlichen Abfallbeseitigungsplanes (Tz. 258) kann nach der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts dann überwunden werden, wenn landesrechtliche Vorschriften die zuständige oberste Landesbehörde ermächtigen, von einer verbindlichen Abfallbeseitigungsplanung bei Änderung der zugrunde gelegten Tatsachen oder Erkenntnisse abzuweichen. Eine Änderung auch der Abfallbeseitigungsplanung ist dabei nur dann erforderlich, wenn die Änderung die Grundzüge der bisherigen Planung antastet (BVerwG, NVwZ 1986, S. 837ff.).

Die zuständige Behörde ist durch die für verbindlich erklärten Festlegungen eines Abfallbeseitigungsplanes auch nicht gehindert, die Zulassung aus den in § 8 Abs. 3 Satz 2 AbfG genannten Gründen abzulehnen (OVG Bremen, UPR 1988, S. 196).

Die in § 8 Abs. 3 Satz 2 Nr. 1 AbfG geforderte Allgemeinwohlverträglichkeit des Vorhabens führt zu einer erheblichen Ausweitung der Zulassungsvoraussetzungen. Eine Beeinträchtigung des Allgemeinwohls ist insbesondere in den in § 2 Abs. 1 Satz 2 AbfG normierten Fällen gegeben. Da sie unter den Voraussetzungen von dessen Nr. 3 (schädliche Beeinflussung von Gewässern, Boden und Nutzpflanzen), Nr. 4 (schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen) sowie Nr. 6 (Gefährdung oder Störung der öffentlichen Sicherheit oder Ordnung) zu bejahen sind, sind über den Allgemeinwohlbegriff bei der Zulassung von Beseitigungsanlagen grundsätzlich auch andere öffentlich-rechtliche Vorschriften, also Gesetze einschließlich der danach erlassenen technischen Regelwerke (beispielsweise die TA Luft und die TA Lärm), zu beachten. Dies entspricht dem Grundsatz der nur verfahrensrechtlichen Konzentration (Abschn. 2.3.3.1.2; zu den Besonderheiten, die sich beim Verhältnis der abfallrechtlichen zu den bauplanungsrechtlichen Zulassungsvoraussetzungen aus § 38 BauGB ergeben: Abschn. 2.3.1.5). Im übrigen stellt § 8 Abs. 3 Satz 2 Nr. 1 AbfG eine materiellrechtliche „Aufnahmeklausel" für die Ergebnisse der UVP dar.

2.3.3.1.3.1 Immissionsschutzrechtliche Anforderungen

344. Besondere Bedeutung kommt den §§ 4ff. BImSchG zu. Nach Nr. 8 des Anhangs der 4. BImSchV sind die meisten Abfallbeseitigungsanlagen auch immissionsschutzrechtlich genehmigungspflichtig. Von dieser Genehmigungspflicht ausgeschlossen sind danach im wesentlichen nur Deponien, Autowracksammelplätze, Kompostierungsanlagen, die nicht als Kompostwerke anzusehen sind (OVG Lüneburg, FELDHAUS, 1989, § 4 bis 2), kleinere Abfallaufbereitungs- und Umschlagsanlagen (SCHWERMER, 1988, § 7 Rn. 68), aber auch der größte Teil chemisch-physikalischer Behandlungsanlagen. Parallel dazu bezieht auch die TA Luft Abfallverbrennungsanlagen (Nr. 3.3.8.1.1 ff.) und auch Kompostwerke (Nr. 3.3.8.5.1) in ihren Regelungsbereich mit ein. Die Prüfung der Zulassungsvoraussetzungen ist daher im Hinblick auf die durch eine geplante Entsorgungsanlage verursachten Luftbelastungen am Schutz- und am Vorsorgeprinzip des § 5 Abs. 1 BImSchG auszurichten. Dabei stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, ob die planfeststellende Behörde in jedem Fall an die in den technischen Standards festgelegten Immissions- und Emissionswerte gebunden ist oder ob nicht vielmehr die Ermessensvorschrift des § 8 AbfG im Einzelfall ein Abweichen von den Regelwerken ermöglicht.

345. Für die TA Lärm beantwortet sich diese Frage von selbst. Ihrer Konzeption nach setzt die TA Lärm keine absoluten Werte, sondern nur Richtwerte fest (BVerwG, DÖV 1976, S. 387; FELDHAUS, 1982, S. 144), die zwar in aller Regel die Grenze nicht mehr zumutbarer Lärmbelästigungen markieren, die aber von den Verfassern selbst mit Korrekturmöglichkeiten ausgestattet worden sind (vgl. Nr. 2.212, 2.322 TA Lärm).

346. Demgegenüber eröffnet die TA Luft selbst keinerlei Korrekturmöglichkeiten, obgleich es unbestritten ist, daß die Immissionswerte der TA Luft den Schutz vor Gesundheits- und Umweltgefahren nicht in einem absoluten Sinne garantieren, sondern ein Restrisiko beinhalten. Die Frage nach der Möglichkeit der Planfeststellungsbehörde, strengere Werte festzusetzen, läßt sich nur mit Blick auf den Rechtscharakter der TA Luft beantworten. Die TA Luft ist eine Verwaltungsvorschrift. Hat die Behörde in der Vergangenheit eine bestimmte Vollziehungs- und Konkretisierungspraxis gezeigt, darf sie davon im Einzelfall nicht beliebig abweichen. Abweichungen sind vielmehr nur im Rahmen des Gleichbehandlungsanspruchs des

Artikels 3 Abs. 1 GG, und damit nur aus sachlichem Grund, zulässig. Dies kann insbesondere dann in Betracht kommen, wenn die TA Luft die konkrete Gefahr, die durch die Zulassung von Beseitigungsanlagen auftreten kann, nicht hinreichend berücksichtigt, was insbesondere der Fall sein kann, wenn zu den von der Vorschrift erfaßten weitere Gefahrenquellen, etwa durch kumulierende oder synergistische Effekte, hinzutreten. Daneben erscheint eine Abweichung dann gerechtfertigt, wenn durch die Zulassung der Beseitigungsanlage das Schutzgut des § 2 Abs. 1 Satz 2 Nr. 4 AbfG, beispielsweise aufgrund der besonderen Lage der Anlage, besondere Berücksichtigung erfordert. Ob dagegen die Planfeststellungsbehörde mit dem Hinweis auf einen gewandelten technischen Erkenntnisstand Abweichungen von Emissionswerten der TA Luft vornehmen kann, erscheint angesichts des Innenrechtscharakters der Verwaltungsvorschrift zweifelhaft. Einem Erkenntniswandel müßte vielmehr in Anbetracht des § 48 BImSchG durch Änderung des Regelwerks durch die Bundesregierung Rechnung getragen werden. Hinsichtlich der Abfallverbrennungsanlagen haben neue Erkenntnisse dazu geführt, daß in einer Rechtsverordnung zur Durchführung des BImSchG (17. BImSchV) die Anforderungen an die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen konkret und verbindlich festgelegt werden sollen; der Entwurf sieht gegenüber der TA Luft 1986 wesentlich schärfere Emissionsbegrenzungen vor (Kap. 5.4, Tab. 5.4.15).

2.3.3.1.3.2 Wasserrechtliche Anforderungen

347. Durch die Ablagerung von Abfällen sind auch Beeinträchtigungen des Wasserhaushaltes, insbesondere des Grundwassers, möglich. Im Zulassungsverfahren müssen deshalb die materiellen Anforderungen der §§ 34 Abs. 2 Satz 1 und 26 Abs. 2 Satz 1 WHG berücksichtigt werden. In der Rechtslehre streitig ist insoweit, ob der Besorgnisgrundsatz der §§ 34 Abs. 2 und 26 Abs. 2 WHG von der Zulassungsbehörde uneingeschränkt zu beachten ist oder aber durch die abfallrechtliche Norm des § 2 Abs. 1 Satz 2 Nr. 3 AbfG eine Relativierung erfährt.

Der wasserrechtliche Besorgnisgrundsatz des § 34 Abs. 2 WHG verlangt, daß bestimmte grundwasserrelevante Maßnahmen nur so getroffen werden, daß eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist (für oberirdische Gewässer vgl. § 26 Abs. 2 WHG). Nach der Rechtsprechung gebietet diese Vorschrift, jeder auch noch so wenig naheliegenden Wahrscheinlichkeit der Verunreinigung des Grundwassers vorzubeugen (BVerwG, ZfW 1981, S. 87 ff.). Das bedeutet, daß eine Besorgnis nur dann zu verneinen ist, wenn die geologischen Verhältnisse es ausschließen, daß grundwasserbeeinträchtigende Stoffe auch bei Versickerung in den Untergrund in das Grundwasser gelangen.

348. Dieser Grundsatz kann nach überwiegender Ansicht im abfallrechtlichen Zulassungsverfahren keine volle Geltung beanspruchen, weil er eine abfallrechtliche Zulassung unmöglich mache (VGH Mannheim, ZfW 1988, S. 423; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 2 Abs. 1 Rn. 7 ff.; SCHINK, 1986, S. 162). Das Abfallrecht stelle das Grundwasser durch § 2 Abs. 1 Satz 2 Nr. 3 AbfG unter einen Abwägungsvorbehalt mit den übrigen in § 2 Abs. 1 Satz 2 AbfG normierten Schutzgütern, womit eine Abschwächung des § 34 Abs. 2 WHG einhergehe.

349. Daß eine Relativierung des Besorgnisgrundsatzes gerechtfertigt ist, wird zunehmend in Zweifel gezogen. Dabei wird geltend gemacht, die Begründung der herrschenden Meinung, das Abfallgesetz sei in diesem Zusammenhang als „lex specialis" gegenüber dem Wasserhaushaltsgesetz anzusehen, sei wenig einleuchtend. Diese Bedenken gegen die herrschende Meinung sind nicht von der Hand zu weisen. Juristisch überzeugend erscheint gerade der gegenteilige Standpunkt, dem den Grundwasserschutz ausdrücklich und detailliert normierenden Wasserhaushaltsgesetz als dem spezielleren Gesetz den Vorrang vor dem Abfallgesetz, insbesondere vor § 2 Abs. 1 Satz 2 Nr. 3 AbfG, einzuräumen (KLOEPFER, 1987, S. 20; KOCH, 1985, S. 80; SIEDER et al., 1988, § 26 Rn. 2 und § 34 Rn. 23; STAUPE, 1988, S. 43). Dies muß umso mehr gelten, als das gegen Verschlechterungen besonders empfindliche Grundwasser wegen der kaum zu überschätzenden Bedeutung eines geordneten Wasserhaushalts für das Allgemeinwohl in besonderem Maße schützenswert ist (LAWA, 1987, S. 1 ff.). Die Zulassung von Beseitigungsanlagen sollte deshalb nur dann erfolgen, wenn eine Verunreinigung des Grundwassers ausgeschlossen werden kann.

350. Dem Schutz des Wasserhaushalts vor Gefährdungen, die durch Abwasser entstehen, welches aus Beseitigungsanlagen austritt, dient die Fünfte Novelle zum Wasserhaushaltsgesetz. Danach sind in besonderem Maße die Vorschrift des § 7a WHG für Abwasser bestimmter Herkunft, das gefährliche Stoffe enthält, Mindestanforderungen nach dem Stand der Technik aufzustellen. Nach der Begriffsbestimmung des § 2 Abs. 1 Satz 2 Abwasserabgabengesetz (AbwAG) sind dabei als Abwasser auch die aus Anlagen zum Behandeln, Lagern und Ablagern von Abfällen austretenden und gesammelten Flüssigkeiten anzusehen. Daneben stuft § 1 Nr. 10a der Abwasserherkunftsverordnung die Verwertung, die Behandlung, die Lagerung, den Umschlag und die Ablagerung von Abfällen und Reststoffen als Herkunftsbereich gefährlicher Stoffe im Sinne des § 7a Abs. 1 Satz 4 WHG ein. Das aus Beseitigungsanlagen austretende Sickerwasser ist daher den Anforderungen des § 7a WHG unterworfen. Dies gilt unabhängig davon, ob es sich um Direkteinleitungen oder aber um Indirekteinleitungen, also um Einleitungen des Abwassers in das städtische Kanalsystem handelt, denn die Neufassung des § 7a WHG dehnt durch Absatz 3 die Anforderungen an das Einleiten gefährlicher Abwässer auch auf Indirekteinleitungen aus. Die abfallrechtliche Zulassungsbehörde ist demnach in jedem Fall an vorhandene Einleitungsstandards gebunden. Mit der am 1. Januar 1990 in Kraft getretenen Allgemeinen Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten in Gewässer und den dazu gehörigen Anhängen ist das jeweils maßgebliche Anforderungsniveau der Neufassung des § 7a WHG angepaßt worden.

2.3.3.1.3.3 Abfallrechtliche Anforderungen

351. Die Versagung des Planfeststellungsbeschlusses oder der Genehmigung setzt nach § 8 Abs. 3 Satz 2 Nr. 1 AbfG eine Allgemeinwohlbeeinträchtigung voraus. Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit dürfen aber nur dann zur Versagung der Zulassung führen, wenn sie zu erwarten sind. Ausreichend ist dabei, daß die Beeinträchtigung trotz Auflagen oder Bedingungen nach allgemeiner Lebenserfahrung und anerkannten fachlichen Regeln wahrscheinlich und ihrer Natur nach annähernd voraussehbar ist (VGH Mannheim, ZfW 1975, S. 97; OVG Lüneburg, AgrarR 1977, S. 126).

352. Neben der Allgemeinwohlbeeinträchtigung ist ein Versagungsgrund nach der drittschützenden Norm des § 8 Abs. 3 Satz 2 Nr. 3 AbfG auch dann gegeben, wenn nachteilige Wirkungen auf das Recht eines anderen zu erwarten sind, die durch Auflagen oder Bedingungen weder verhütet noch ausgeglichen werden können. Dies gilt nicht, wenn die Abfallbeseitigungsanlage dem Allgemeinwohl dient, also gemeinnützig ist (§ 8 Abs. 4 AbfG), was durch eine Abwägung zwischen dem Interesse der Allgemeinheit an einer geordneten, umweltgerechten und wirtschaftlich akzeptablen Abfallbeseitigung und dem Grundrecht des einzelnen zu ermitteln ist (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 8 Rn. 35). Nachteilige Auswirkungen im Sinne des § 8 Abs. 3 Satz 2 Nr. 3 AbfG können beispielsweise Emissionen sein, die die Gesundheit von Nachbarn gefährden oder die Nutzbarkeit nachbarlicher Grundstücke einschränken. Die bloße Nachbarschaft dagegen ist aber für eine Berufung auf § 8 Abs. 3 Satz 2 Nr. 3 AbfG nicht ausreichend (BVerwG, UPR 1988, S. 147f.). Auch die gemeindliche Planungshoheit kann über Artikel 28 Abs. 2 GG ein beeinträchtigtes Recht im Sinne des § 8 Abs. 3 Satz 2 Nr. 3 AbfG sein. Wendet sich die Gemeinde unter Berufung auf ihr Selbstverwaltungsrecht gegen die Zulassung einer Beseitigungsanlage, so kann sie allerdings nur verlangen, daß die betreffenden eigenen Belange mit dem ihnen zukommenden Gewicht in die Abwägung eingestellt werden. Ein Anspruch auf die zutreffende Berücksichtigung auch aller anderen planungsrelevanten Gesichtspunkte und auf deren ordnungsgemäße Abwägung steht der Gemeinde dagegen nicht zu (OVG Saarlouis, NuR 1988, S. 157ff.; VGH Kassel, ZfW 1987, S. 174ff.).

353. Stehen der Zulassung der Beseitigungsanlage Versagungsgründe nicht entgegen, hat der Betreiber gleichwohl keinen Anspruch auf Erteilung der Zulassung. Die Behörde hat vielmehr insoweit einen planerischen Gestaltungsspielraum (BVerwG, NJW 1980, S. 953), dem jedoch bei einer gemeinnützigen Planfeststellung durch das Erfordernis der Planrechtfertigung, die in § 2 AbfG umschriebenen Planungsleitsätze sowie durch das Gebot einer gerechten Abwägung der von der Planung berührten öffentlichen und privaten Belange rechtliche Grenzen gezogen sind (VGH Mannheim, UPR 1988, S. 192). Von einer ausreichenden Planrechtfertigung wird das Vorhaben nach der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts dann getragen, wenn es nach Maßgabe der vom jeweiligen Fachplanungsgesetz allgemein verfolgten Ziele objektiv erforderlich, das heißt vernünftigerweise geboten, ist (BVerwGE 71, S. 166; ECKERT, 1987, S. 952). Dabei ist die Rechtskontrolle des Merkmals der Erforderlichkeit insoweit beschränkt, als dafür eine künftige Entwicklung anhand von Prognosen zu ermitteln ist. In einem solchen Fall hat das Gericht nur zu urteilen, ob die Prognose „in einer der jeweiligen Materie angemessenen und methodisch einwandfreien Weise erarbeitet worden ist" (BVerwG, NJW 1986, S. 109).

354. Nach teilweise in der Rechtsprechung vertretener Auffassung können die in den Planungsleitsätzen des § 2 AbfG enthaltenen Schutzgüter nicht durch planerische Abwägung überwunden werden. Die Planungsleitsätze enthalten planerische Vorgaben, an denen sich die Zusammenstellung und Gewichtung des Abwägungsmaterials bereits unterhalb der Stufe der Abwägung orientieren muß. Sie stellen damit die äußerste Grenze der planerischen Gestaltungsfreiheit dar (VGH Mannheim, UPR 1988, S. 192; VGH Kassel, ZfW 1987, S. 181; anders dagegen VGH München, DVBl. 1988, S. 544, nach dessen Ansicht Beeinträchtigungen der in § 2 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 bis 5 AbfG genannten Schutzgüter nicht zwangsläufig die Versagung der Planfeststellung gemäß § 8 Abs. 3 Satz 2 Nr. 1 AbfG nach sich ziehen, sondern nur im Rahmen der Abwägung gebührend zu berücksichtigen sind).

355. Anders als bei der gemeinnützigen Planfeststellung ist bei Vorhaben, die allein dem Interesse des Betreibers dienen (privatnützige Planfeststellung), nach etwaigen, einen zwingenden Versagungsgrund bildenden, entgegenstehenden Rechten Dritter zu fragen. Nach den vom Bundesverwaltungsgericht entwickelten Grundsätzen ist ein privatnütziges Vorhaben nur zulässig, wenn keine zwingenden Versagungsgründe etwa in Form der Allgemeinwohlunverträglichkeit vorliegen und eine ordnungsgemäße Abwägung aller berührten öffentlichen und privaten Belange ein überwiegendes Interesse des Unternehmers ergibt (BVerwGE 55, S. 226f.). Da der private Anlagenbetreiber, anders als die öffentliche Hand, Träger von Grundrechten ist, muß aber bei der Planfeststellung zugunsten Privater die Gewerbefreiheit des Abfallunternehmers besonders berücksichtigt werden. Ob angesichts dieses Grundrechts die Zulassung eines Vorhabens versagt werden kann, obwohl die Allgemeinwohlverträglichkeit des Vorhabens aufgrund der Prüfung der Zulassungsvoraussetzungen bereits feststeht, erscheint zweifelhaft (vgl. dazu BECKMANN et al., 1988, S. 1007f.). Es wird deshalb wohl zu Recht die Ansicht vertreten, daß mit Rücksicht auf die Grundrechte des privaten Abfallunternehmers bei der Planfeststellung zugunsten Privater § 7 AbfG lediglich ein präventives Verbot mit Erlaubnisvorbehalt aufstellt (BECKMANN et al., 1988, S. 1007f.; FRANSSEN, 1982, S. 438; RONELLENFITSCH, 1986, S. 173). Da danach die Planfeststellung zugunsten eines Privaten für den Antragsteller die Funktion einer Genehmigung einnimmt, kann es bei diesen abfallrechtlichen Planfeststellungen keinen umfassenden planerischen Gestaltungsfreiraum geben, zumindest aber ist der Ermessensspielraum im Vergleich zu solchen Vorhaben, die von der öffentlichen Hand durchgeführt werden, erheblich eingeschränkt (JUNG, 1988, S. 228).

356. Die Zulassung von Beseitigungsanlagen beeinträchtigt die Schutzgüter des § 2 AbfG regelmäßig in mehr oder weniger starkem Maße. In der Praxis ist deshalb die Anordnung von Nebenbestimmungen, die gemäß § 8 Abs. 1 AbfG in Form von Auflagen, Bedingungen oder Befristungen ergehen können, der Normalfall. Zulässig sind diese Nebenbestimmungen, wenn das Wohl der Allgemeinheit sie erfordert. In der Regel müssen sie sich auf Maßnahmen beschränken, die in der nach § 4 Abs. 5 AbfG erlassenen bzw. in Vorbereitung befindlichen TA Abfall (Abschn. 5.5.4 und 5.5.5) als dem Stand der Technik entsprechend bezeichnet werden (JUNG, 1990, § 8 Anm. 1.3). Den in der Mehrzahl aller Fälle in Betracht kommenden Auflagen liegen gegenwärtig in einer Reihe von Fällen Richtlinien zugrunde, die vom Umweltbundesamt und der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) erarbeitet und von den Ländern in Form von Verwaltungsvorschriften erlassen wurden (vgl. beispielsweise die Richtlinie über die Entnahme von Wasserproben, Erlaß des Ministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in Nordrhein-Westfalen vom 5. April 1976, MBl. NW, S. 746). Das Gesetz sieht in § 8 Abs. 1 Satz 3 AbfG vor, daß Auflagen — nicht aber auch die anderen Nebenbestimmungen — auch nach der Erteilung der Zulassung ergehen, geändert oder ergänzt werden können. Dies entbindet die Behörde jedoch nicht von der Pflicht, bereits bei der Zulassung der Beseitigungsanlage alle regelungsbedürftigen Fragen zu prüfen und einer Regelung zu unterwerfen (BVerwG, NVwZ 1986, S. 838).

2.3.3.2 Abfallrechtliches Genehmigungsverfahren

357. § 7 Abs. 2 AbfG sieht für die Zulassung von Beseitigungsanlagen ein Genehmigungsverfahren vor, das die zuständige Behörde auf Antrag des Betreibers oder von Amts wegen einleiten kann. Voraussetzung für die Einleitung ist, daß die Errichtung oder der Betrieb einer unbedeutenden Beseitigungsanlage oder die wesentliche Änderung einer (bedeutenden oder unbedeutenden) Abfallbeseitigungsanlage oder ihres Betriebes in Frage steht (§ 7 Abs. 2 Satz 1 Nr. 1 AbfG). Die Durchführung des Genehmigungsverfahrens ist daneben nach Nr. 2 des § 7 Abs. 2 Satz 1 AbfG dann möglich, wenn mit Einwendungen nicht zu rechnen ist. Ob eine Anlage unbedeutend ist, ergibt sich zunächst aus § 7 Abs. 2 Satz 2 AbfG, der bestimmte Beseitigungsanlagen als unbedeutend fingiert. Liegen dessen Voraussetzungen nicht vor, ist die Bedeutung der Anlage durch die zuständige Behörde unter Berücksichtigung der Einschätzung der Betroffenen zu ermitteln. Eine Anlage, die zu Belästigungen einer nicht nur unbedeutenden Anzahl von Personen führen kann, wird in der Regel weder die Voraussetzungen des § 7 Abs. 2 Satz 2 Nr. 1 AbfG noch die des § 7 Abs. 2 Satz 2 Nr. 2 AbfG erfüllen.

358. Wenn auch das Genehmigungsverfahren, verglichen mit dem Verfahren der Planfeststellung, an weitaus weniger Formvorschriften gebunden ist (vgl. etwa § 13 LAbfG NW), so wird der Vorteil der kürzeren Verfahrensdauer in vielen Fällen aufgehoben, weil der Genehmigung eine Konzentrationswirkung nicht zukommt (Abschn. 2.3.3.1.3). Vor der Realisierung des Vorhabens sind deshalb gegebenenfalls die nach anderen Gesetzen erforderlichen Verwaltungsverfahren durchzuführen und die entsprechenden Gestattungen beispielsweise nach dem Wasser-, Straßen-, Gewerbe-, Landschafts- oder Naturschutzrecht einzuholen (vgl. VGH Kassel, NuR 1986, S. 125; SCHÄFER, 1985, S. 384).

Häufig macht der Verzicht auf ein abfallrechtliches Planfeststellungsverfahren zugunsten eines Genehmigungsverfahrens die Durchführung eines immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahrens notwendig. Nach § 13 BImSchG führt dies zu einem Einschließen der abfallrechtlichen in die immissionsschutzrechtliche Genehmigung. Da die Regelung des § 13 BImSchG für alle nach § 4 BImSchG genehmigungsbedürftigen Anlagen, die in der Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (4. BImSchV) festgelegt sind, gilt, sind praktisch alle ortsfesten Abfallbeseitigungsanlagen außer Deponien, Zwischenlagern, Autowracksammelplätzen (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 7 Rn. 28) vom immissionsrechtlichen Genehmigungsverfahren betroffen. Ortsbewegliche Anlagen unerliegen nicht der Zulassungspflicht des § 7 AbfG, sondern ausschließlich dem Immissionsschutzrecht (zu den aus dieser Rechtslage für die Entsorgung durch solche Anlagen sich ergebenden Rechtsfragen vgl. SRU, 1989, Tz. 874 ff.).

2.3.3.3 Verfahrensbeschleunigende Maßnahmen

359. Die zu lange Dauer der Zulassungsverfahren für Anlagen, die zumindest auch dem Abfallrecht unterliegen, insbesondere für abfallrechtliche Planfeststellungsverfahren, wirft erhebliche Probleme für die Gewährleistung der Entsorgungssicherheit und für den Übergang zu umweltfreundlichen Beseitigungstechnologien auf. Daher haben sich auf Bundes- und Landesebene eine Reihe von Gremien der Entschärfung dieses Konfliktes angenommen. Zum Teil liegen bereits Ergebnisse vor (Landesregierung Niedersachsen, 1989; Landesregierung Nordrhein-Westfalen, 1989; SCHULTE-HILLEN und MÖLLER, 1989, S. 111 ff.); zum Teil werden sie derzeit noch erarbeitet. Der Arbeitsgruppe „Beschleunigung von Zulassungsverfahren für Abfallentsorgungsanlagen" beim Bundesminister für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit liegt seit jüngstem die umfangreiche Untersuchung von HOPPE und BECKMANN (1990) vor. Auch von der Wirtschaft sind Vorschläge zur Verfahrensbeschleunigung vorgelegt worden (DIHT, 1988, S. 11 ff.). Schwierigkeiten ergeben sich daraus, daß eine Verkürzung der Verfahrensdauer in einem gewissen Spannungsverhältnis zum Kontrollauftrag der Verwaltung und vor allem zur demokratisch-rechtsstaatlichen Bedeutung des Verfahrens steht.

360. Überlegungen verwaltungstechnischer Art zielen auf die Ausgestaltung von Antragsunterlagen, auf die Beratung vor allem im Vorfeld der Antragsstellung, auf die Behördenorganisation und die Personalqualifikation. Besondere Erwartungen werden zum Teil in Fristenregelungen für den zeitlichen Ablauf von Zulassungsverfahren gesetzt (DIHT, 1988, S. 13; Landesregierung Niedersachsen, 1989, S. 16 ff.; SCHULTE-HILLEN und MÖLLER, 1989, S. 115 f.). Die

Setzung von Fristen, nach deren erfolglosem Verstreichen der Antragsteller einen Anspruch auf Erteilung der Genehmigung erhält, begegnet gerade in dem sensiblen Bereich der Entsorgung rechtsstaatlichen Bedenken. Denkbar erscheinen demgegenüber verwaltungsinterne Fristen zur Stellungnahme der zu beteiligenden Behörden und für die Entscheidung der federführenden Behörde über den Antrag. Ihre Nichteinhaltung könnte die Pflicht auslösen, der Aufsichtsbehörde einen Rechenschaftsbericht zu liefern (Landesregierung NordrheinWestfalen, 1989). Allerdings muß sichergestellt sein, daß durch die Einführung solcher Regelungen der bürokratische Aufwand nicht gesteigert, sondern reduziert wird.

361. Mit der Einfügung des § 7a AbfG in das Abfallgesetz hat der Gesetzgeber versucht, der langen Verfahrensdauer von Planfeststellungs- und Genehmigungsverfahren Rechnung zu tragen, indem er die zuständige Behörde während eines solchen Verfahrens ermächtigt, den Beginn der Ausführung des Vorhabens schon vor Fertigstellung des Planes oder Erteilung der Genehmigung zuzulassen. Voraussetzung dafür ist, daß eine positive Entscheidung über das Vorhaben zu erwarten ist, am vorzeitigen Beginn ein öffentliches Interesse besteht und Schadenersatz für den Fall einer negativen Entscheidung zugesagt wird (§ 7a Abs. 1 Nr. 1 bis 3 AbfG). Dabei rechtfertigt § 7a AbfG nach seinem Wortlaut und auch nach seinem Sinn und Zweck nur dem Betrieb einer Beseitigungsanlage vorhergehende Errichtungsmaßnahmen, nicht aber die Aufnahme des Betriebes der Anlage (JUNG, 1988, S. 248; OVG Lüneburg, DÖV 1983, S. 903f.). Typische Fälle sind die Erschließung von Grundstükken oder das Ausheben von Baugruben. Nach Auffassung der Rechtsprechung sind auch weitergehende Maßnahmen in begründeten Ausnahmefällen denkbar (OVG Lüneburg, DÖV 1983, S. 903f.). Dabei wird aber zu fordern sein, daß die Maßnahmen nur geringfügig sind, ohne Schwierigkeiten rückgängig gemacht werden können und keine relevanten Umweltgefahren in sich bergen. In jüngster Zeit wird verstärkt die Forderung nach einer häufigeren Nutzung des Instrumentes der Zulassung vorläufigen Beginns erhoben (DIHT, 1988, S. 13; SCHULTE-HILLEN und MÖLLER, 1989, S. 69ff.). Grundsätzlich ist eine Verkürzung der Verfahrensdauer begrüßenswert. Allerdings wird häufig übersehen, daß der Ausgang von Planfeststellungsverfahren schwer einzuschätzen ist, weil vielfach ernstzunehmende Bedenken gegen ein Vorhaben erst im Verlauf des Verfahrens sichtbar werden. Eine Verbesserung der Chancen für eine Zulassung vorläufigen Beginns könnte sich ergeben, wenn von einem Verfahren der Öffentlichkeitsbeteiligung, wie es der Rat vorschlägt (Tz. 378), Gebrauch gemacht wurde. Weiter eignen sich Anlagen, die bereits anderswo erfolgreich betrieben werden und die zugleich geringe Anforderungen an den Standort stellen, für eine Zulassung vorläufigen Beginns.

362. Hinsichtlich der besonders kritischen und für den Übergang zu fortschrittlichen Entsorgungsstrukturen wesentlichen Bereich von Versuchsanlagen hat der Rat deshalb bereits in seinem Sondergutachten „Altlasten" (SRU, 1989, Tz. 878) im Interesse der Entwicklung der Sanierungstechnik gefordert, eine dem § 2 Abs. 3 Satz 1 der 4. BImSchV entsprechende Vorschrift in das Abfallgesetz einzufügen. Der Rat begrüßt daher die durch das Gesetz zur Umsetzung der EG-Richtlinie über die UVP erfolgte Einführung vereinfachter Genehmigungsverfahren für Versuchsanlagen zur Behandlung und Verwertung von Abfällen bis zu einer Dauer von zwei Jahren (§ 7 Abs. 2 Satz 1 Nr. 3 AbfG). Zu Recht wurde die verfahrensrechtliche Besserstellung nicht auf Deponien erstreckt, weil sie sich nicht mit dem Zweck der (End-)Ablagerung in Einklang bringen läßt.

363. Auch wenn die genannten Rechtsänderungen Fortschritte in der Anlagenentwicklung erhoffen lassen, reichen sie allein zur Entschärfung des Staus von Zulassungsverfahren nicht aus. Die gegenwärtige Situation ist durch einen Mangel an Behandlungsanlagen gekennzeichnet, die den Abfällen eine chemisch-physikalische Beschaffenheit verleiht, die eine risikolose, langfristig sichere (End)Ablagerung ermöglicht. Dieser Engpaß ist bei wichtigen Typen von Behandlungsanlagen nicht technisch bedingt (Kap. 5.3 und 5.4), sondern beruht zumindest zu einem guten Teil auf der Schwerfälligkeit der derzeitigen Zulassungsverfahren. Er hat Rückwirkungen auf die Verwirklichung langfristig sicherer Endlager (Abschn. 5.5.4, 7.3.1, 7.3.5), wie sie der Rat fordert. Es sollte daher erwogen werden, chemisch-physikalische und thermische Behandlungsanlagen dem immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren zu unterstellen. Eine derartige Grenzziehung würde die sachlich nicht gerechtfertigte Ungleichbehandlung von Anlagen zur Behandlung von Reststoffen aus der Produktion genehmigungsbedürftiger Anlagen einerseits und von Abfällen andererseits beenden. Ebensowenig gerechtfertigt ist die Ungleichbehandlung von Behandlungsanlagen, deren Produkte verwertet werden sollen, und solchen, deren Produkte abgelagert werden sollen. Technisch gesehen sind diese Verfahren ebenso vergleichbar wie unter dem Gesichtspunkt der Anlagensicherheit und des Umweltschutzes. Im übrigen entscheidet — wie § 3 Abs. 2 Satz 3 AbfG ausdrücklich anerkennt —, unter anderem auch die Marktsituation, also ein technik- und emissionsunabhängiges Kriterium, ob die Behandlungsprodukte verwertet oder abgelagert werden. Auch historisch gesehen ist eine neue rechtliche Abgrenzung der Zulassungsverfahren angebracht. Als 1972 das Abfallgesetz mit dem im Kern bis heute unveränderten § 7 Abs. 1 AbfG erging, geschah die Abfallbeseitigung ganz überwiegend durch bloße Ablagerung des allenfalls mechanisch verdichteten Abfalls in Deponien unter wesentlicher Inanspruchnahme des Bodens und des Untergrundes als Barriere gegenüber der übrigen Umwelt. Es setzt sich demgegenüber zunehmend die Einsicht durch, daß Abfälle vor ihrer Ablagerung einer Behandlung bedürfen und daß die hierfür benötigten Behandlungsanlagen auch hinsichtlich ihrer Emissionen und ihrer Sicherheit den gleichen Standards genügen müssen wie Anlagen zur Versorgung.

364. Der Bundesgesetzgeber sollte deshalb das immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren künftig auch auf Anlagen zur Verwertung und auf solche zur Behandlung von Abfällen zur Ablagerung erstrecken. Dagegen sollten die Zulassung von Deponien und die Anforderungen an die Ablagerungsfähigkeit von Stoffen weiterhin dem Abfallrecht unter-

stehen. Eine Verzahnung von Abfall- und Immissionsschutzrecht sollte dadurch gewährleistet werden, daß die Zulassung von Behandlungsanlagen zum Zwecke der späteren Ablagerung nicht den Festsetzungen eines Abfallbeseitigungsplanes widersprechen dürfte. Eine solche dem jetzigen § 8 Abs. 3 Satz 1 AbfG entsprechende Regelung wäre geeignet, das Entstehen von Überkapazitäten mit seinen möglichen negativen Folgen (Abschn. 2.3.2.4) zu verhindern und in räumlicher Hinsicht eine angemessene Entsorgungsstruktur zu gewährleisten. Voraussetzung wäre jedoch eine Anpassung von § 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG, um eine Erstreckung der Abfallbeseitigungspläne auf Anlagen außerhalb des Geltungsbereichs des Abfallgesetzes, die ganz oder überwiegend der Behandlung von abzulagernden Abfällen dienen, sicherzustellen. Die im Zuge der 3. Novellierung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes erfolgte Änderung des Abfallgesetzes, wonach Abfälle in für andere Zwecke genehmigten Anlagen behandelt werden können, weist in die richtige Richtung.

365. Auf die im Sondergutachten „Altlasten" (SRU, 1989, Tz. 878) vom Rat vorgeschlagene Einführung eines Konzeptvorbescheides nach Art von § 9 BImSchG in das Abfallgesetz könnte verzichtet werden, wenn Behandlungsanlagen für Abfälle dem Bundes-Immissionsschutzgesetz unterstellt werden sollten. Anderenfalls wäre die Erstreckung eines abfallrechtlichen Konzeptvorbescheides auf alle Behandlungsanlagen für Abfälle zu empfehlen. Die Dringlichkeit von Behandlungsanlagen, die in dem einen Fall daraus folgt, daß Altlasten bereits vorhanden sind, ergibt sich in dem anderen Fall aus den erheblichen Unterkapazitäten zur umweltgerechten Behandlung der gegenwärtig anfallenden Abfälle.

366. Der Rat hat sich in seinem Sondergutachten „Altlasten" (SRU, 1989, Tz. 878) außerdem für die Einführung von Bauartzulassungen für mobile Sanierungsanlagen nach dem Muster des § 33 BImSchG ausgesprochen. Die Standardisierung ist auf dem Gebiet der übrigen Beseitigungstechnik zum Teil weiter fortgeschritten, so daß über den Kreis der mobilen Anlagen hinaus zahlreiche Anlagenteile für eine Bauartzulassung in Betracht kommen. § 33 BImSchG und eine noch zu schaffende abfallrechtliche Parallelvorschrift sollten durch Rechtsverordnungen ausgefüllt werden. Um die gewünschte Rationalisierungswirkung zu erreichen, sollte die Bauartzulassung gegenüber Typenzulassungen nach anderen Rechtsvorschriften Ersetzungswirkung besitzen. Der zum Teil erhobenen Forderung nach einer Bauartzulassung kompletter ortsfester Anlagen (SCHULTE-HILLEN und MÖLLER, 1989, S. 117) steht der Rat zumindest solange skeptisch gegenüber, als noch keine ausreichenden Erfahrungen über Bauartzulassungen mit mobilen Anlagen und Anlagenteilen vorliegen.

367. Ein gebündelter Einsatz der vom Rat vorgeschlagenen verfahrensbeschleunigenden Maßnahmen könnte geeignet sein, den dringend erforderlichen Schub beim Übergang zu einer fortschrittlichen, umweltverträglichen Beseitigung auszulösen. Dieses Anliegen dispensiert allerdings nicht von der Aufgabe, Fragen der Akzeptanz bei der Verwirklichung von Vorhaben gebührende Aufmerksamkeit zu schenken (Abschn. 2.3.4). Eine frühzeitig einsetzende, eingehende Öffentlichkeitsbeteiligung, wie sie der Rat fordert, läßt sich auch in einem dem Bundes-Immissionschutzgesetz unterstellten Genehmigungsverfahren verwirklichen.

2.3.4 Akzeptanz

2.3.4.1 Situationsbeschreibung

368. Kennzeichnend für die Ausgangslage, in der die Beseitigungsplanung und die Zulassung von Beseitigungsanlagen stattfindet, ist ein weit verbreiteter Vertrauensschwund in die Fähigkeit und den Willen von Politik und Wirtschaft zur Problemlösung in Fragen des Umweltschutzes. Ihnen werden zwar Macht und Einfluß, aber keine Ideen oder keine Handlungsbereitschaft zugeschrieben (SRU, 1987, Tz. 53; ähnlich HAUBER, 1989a, S. 16). Unter diesen Vorzeichen vermag ein gegenseitiges Mißtrauen von Planungsträgern und Kritikern der Planung nicht zu verwundern; ein ernsthafter Dialog kommt auf diese Weise nicht zustande. Während die einen in einer breit angelegten Debatte nicht selten ein sachlich ungerechtfertigtes Hinauszögern der Planungsumsetzung sehen, halten die anderen eine Gesprächsplattform für die subtile Form einer rigorosen Durchsetzungsstrategie (HAUBER, 1989b, S. 89f.).

369. MÜLLER und HOLST (1987) haben unlängst bundesweit die Reaktionen direkt Betroffener, konkurrierender öffentlicher Belange und der (Lokal-)Politiker auf die geplante Errichtung von Beseitigungsanlagen untersucht (Tab. 2.3.4). Vereinfachend gesagt, waren Widerstände nahezu allenthalben zu beobachten. Sie wurden fast durchgehend gleichzeitig getragen von direkt Betroffenen, starken Strömungen innerhalb der Lokalpolitik und konkurrierenden öffentlichen Belangen. In letzterer Hinsicht konnte allerdings verhältnismäßig häufig ein Ausgleich geschaffen werden.

Untersuchungen von MÜLLER und HOLST (1987, S. 351 ff.) in Rheinland-Pfalz (Regierungsbezirk Rheinhessen-Pfalz) haben ergeben, daß bei den Bürgern im näheren Einzugsbereich geplanter Anlagen regelmäßig der Eindruck entsteht, zu spät, unvollständig und einseitig informiert zu werden und darüber hinaus keine echten Beteiligungsmöglichkeiten angeboten zu bekommen. Der im Planfeststellungsverfahren durchzuführende Anhörungstermin wird als ungeeignet angesehen, einen direkten Interessenausgleich herbeizuführen.

370. Wenngleich der Rat anknüpfend an das Umweltgutachten 1987 keine allgemeine Technikskepsis oder Technikfeindlichkeit zu erblicken vermag (SRU, 1987, Tz. 59), so ist doch auf dem Feld der Abfallbeseitigung eine Skepsis nicht zu verkennen. Überdurchschnittlich stark betroffen werden hiervon großtechnische oder zumindest großräumig angelegte Beseitigungslösungen. Dagegen erfreuen sich kleinräumige Lösungen häufig relativ großer Akzeptanz (MÜLLER und HOLST, 1987, S. 351), obwohl dies keineswegs notwendig ihrer ökologischen Verträglichkeit entspricht. Gerade moderne Beseitigungsformen

Tabelle 2.3.4

Akzeptanzprobleme der Abfallbeseitigung und die Träger von Widerständen

Länder	RPs	Aktuelle bzw. absehbare Akzeptanz- und Durchsetzungsprobleme bei folgenden Anlagen	Träger des Widerstandes sind in starkem Ausmaß		
			direkt Betroffene	konkurrierende öffentliche Belange	politische Widerstände
Schleswig-Holstein		bei neuer Deponie im Lkr Segeberg	ja	nein	nur StGem
Hamburg		(Hamburg ist indirekt, aber gravierend von den Durchsetzungsproblemen der Deponie im Lkr Segeberg betroffen)			
Bremen		keine			
Niedersachsen		bei Deponie Kohlenfeld im Lkr Hannover (Planfestellungsbeschluß vom Verw.-Gericht aufgrund von Einsprachen aufgehoben). Ansonsten auf Landesebene: wn	wn	wn	wn
	Hannover	bei 3 Deponien (Lkr Hannover, Lkr Holzminden, Lkr Hildesheim)	ja	ja (v. a. Naturschutz, Landwirtschaft, Forst)	v. a. StGem
	Braunschweig	absehbar im Lkr Helmstedt	erw	erw	erw
Nordrhein-Westfalen		bei nahezu allen Planungen	häufig	häufig	häufig
	Düsseldorf	bei allen Planungen langwierige Einsprachen bzw. Blockaden	ja	ja	ja (große Probleme der Kooperation zw. Beseitigungspflichtigen)
	Münster	bei Deponie im Lkr Borken	ja	ja	v. a. StGem
	Detmold	bei 2 Deponien (aber nicht für Hausmüll, sondern für Sondermüll bzw. für Bauschutt)	ja	ja (aber zumeist ausräumbar)	v. a. StGem
Hessen		bei Deponie Grube Messel im Lkr Darmstadt; bei neuer MVA Frankfurt-Osthafen; bei Erweiterung MVA Kassel u. a. Planungen	ja	ja	ja (große Probleme der Kooperation zw. Beseitigungspflichtigen)
	Darmstadt	bei Deponie Echzell-Bingenheim, Deponie Messel; bei MVA Frankfurt-Osthafen und MVA Main-Kinzing-Kreis	ja	ja	(s. o.)
	Kassel	bei Erweiterung MVA Kassel; bei Kompostierungsanlage für Gartenabfälle im Skr Kassel (Widerstand wegen Lärm- und Geruchsemissionen)	ja	erw	(s. o.) (im Falle Kooperation Skr u. Lkr Kassel)

noch Tabelle 2.3.4

Länder	RPs	Aktuelle bzw. absehbare Akzeptanz- und Durchsetzungsprobleme bei folgenden Anlagen	Träger des Widerstandes sind in starkem Ausmaß		
			direkt Betroffene	konkurrierende öffentliche Belange	politische Widerstände
Saarland		bei 3 planfestgestellten, vor Verwaltungsgerichten anhängigen Deponien	ja	z. T.	v. a. StGem
Rheinland-Pfalz		bei den Deponien Hessheim und Ferntal; bei den neuen MVA Pirmasens, Neuwied und Andernach; bei der Sanierung der Kompostwerke Landau und Alzey	ja	ja (v. a. Natur- und Gewässerschutz)	v. a. StGem
Baden-Württemberg		bei den neuen MVA Esslingen und Ulm; beim Kompostwerk im Rems-Murr-Kreis u. a. Anlagen	ja	z. T.	v. a. StGem
	Stuttgart	bei der Deponie und der MVA im Lkr Esslingen; beim Kompostwerk im Rems-Murr-Kreis; bei den Separierungsanlagen in Böblingen und Leonberg	ja	nein	v. a. StGem, aber auch große Probleme der Koop. zw. Gebietskörperschaften)
	Karlsruhe	bei der Deponie Bruchsal	nein	ja	(s. o.)
Bayern		bei diversen Deponie-Planungen haben Einsprachen eine aufschiebende Wirkung (Blockade); bei neuer MVA München, Plattling u. a. Anlagen	ja	abhängig vom Standort	ja
	Oberbayern (München)	bei der Deponie im Lkr Landsberg; bei den neuen MVAs in München bzw. seinem Umland und im Lkr Altötting	ja (Eingabe an Politiker)	nein	ja
	Niederbayern (Landshut)	bei der MVA Plattling (großer Widerstand bereits ohne vorliegende Planung)	ja	nein	v. a. StGem
	Oberpfalz (Regensburg)	bei der Erweiterung der MVA Schwandorf	ja	ja	nein
	Schwaben (Augsburg)	bei der Deponie Binzberg in Donau-Ries; bei den beiden neuen MVAs Augsburg und Ostallgäu); bei der Erweiterung der bestehenden MVA Markoberdorf	ja	ja (aber dank RO-Verfahren auszuräumen)	z. T. ja (abnehmende politische Bereitschaft für zentrale Lösungen)
Berlin		bei 2. MVA für Hausmüll evtl. jüngst bei MVA für Sondermüll effektiv (wegen hoher Belastung und Widerstände DDR-Standort gewählt)	ja	ja (Umweltschutz)	nein

wn = weiß nicht erw = erwartet StGem = Standortgemeinde Lkr = Landkreis Skr = Stadtkreis
MVA = Müllverbrennungsanlage RO-Verfahren = Raumordnungsverfahren

Quelle: MÜLLER und HOLST, 1987

mit niedrigen bis sehr niedrigen Schadstoffemissionen lösen heftige Konflikte aus. Hierin ist ein mangelndes Verständnis für untrennbar gekoppelte Zusammenhänge gesehen worden (HAUBER, 1989a, S. 13).

Schließlich spielen auch lokale Egoismen eine Rolle, wenngleich es kurzsichtig wäre, die Situationsbewertung auf diesen Punkt zu verengen. Außer bei unmittelbaren Anwohnern ist vor allem bei Standortgemeinden der Gesichtspunkt eigener Betroffenheit motivierend. Soweit es um das abstrakte Ziel der Schaffung von Beseitigungskapazitäten auf Kreisebene usw. geht, kann hier durchaus ein Konsens erzielt werden, der aber bei der Standortfrage sogleich zerbricht. So machen auch MÜLLER und HOLST (1987, S. 186) die mangelnde regionale Kooperationsbereitschaft zwischen entsorgungspflichtigen Körperschaften mitverantwortlich für Beseitigungsengpässe.

2.3.4.2 Mögliche Einflußgrößen

371. Die Ursachen der heute festzustellenden Akzeptanzkrise sind vielschichtiger Natur. Es überlagern sich Faktoren, die durchgängig auch in anderen Politikfeldern zu beobachten sind, mit solchen, die sehr stark durch die Strukturen der Abfallbeseitigung geprägt werden. Zwei Faktoren scheinen allerdings in besonderem Maße bestimmend zu sein: In komplexen, wenig überschaubaren Systemen werden die Spielräume für individuelle Handlungsmöglichkeiten immer mehr zurückgedrängt, so daß von einem „Verlust erlebter Handlungskontrolle" gesprochen werden muß. Hierdurch entsteht ein Gefühl der Hilflosigkeit (SRU, 1987, Tz. 68). Zu den Ursachen mit stark abfallspezifischem Einschlag gehören die negativen Erfahrungen mit dem allzu häufig umweltunverträglichen Umgang mit Abfällen bis in die jüngste Vergangenheit hinein (ROHRBECK, 1979, S. 119).

372. Die Ausgangssituation für die Abfallbeseitigungsplanung, mehr noch aber für Planungs- und Realisierungschancen der einzelnen Anlage, ist damit äußerst schwierig. Fehler, die im Umgang mit der Öffentlichkeit unterlaufen, müssen fast notwendig die Problemlage verschärfen. Hier Auswege für die Planung von Beseitigungsanlagen aufzuzeigen, ist das Anliegen einer Reihe von Untersuchungen.

373. Die bereits erwähnte Studie von MÜLLER und HOLST (1987) sieht in zu geringer Transparenz des Entscheidungsprozesses sowie in einer unzureichenden Einbindung der Träger der Raumordnung in den Planungsprozeß wesentliche die Akzeptanz mindernde Faktoren. Aus der Anschauung zahlreicher Einzelfälle gelangen die Verfasser zu dem Ergebnis, daß Müllverbrennung und zentrale Deponierung auf besondere Widerstände stoßen, wie allgemein großräumige Lösungen. Kritisiert wird auch, daß weiterhin noch ein Verständnis der Beseitigungsplanung als „reine Symptombehandlung" handlungsleitend sei (MÜLLER und HOLST, 1987, S. 185 ff.). Die Empfehlungen der Studie lassen sich mit den Stichworten frühzeitige und ehrliche Information, Partizipation, (verstärkte) Einbindung in die Raumordnung und Landesplanung umreißen. Unter anderem sollen Information und Partizipationsangebote frühzeitig, das heißt vor der Standortsuche, an die anerkannten Umweltverbände herangetragen werden. Wesentliche Teile der Planung sollen an externe Gutachter übertragen werden. Weiter wird befürwortet, den Trägern der Raumplanung die im Gesetz angelegte zentrale Koordinierungsfunktion auch in der Rechtswirklichkeit einzuräumen.

374. Ähnlich sieht HAUBER (1989a und b) in der von ihm als „katastrophal" bezeichneten „Informationspolitik" (zu spät, zu unvollständig und beschwichtigend) den Keim für das Scheitern vieler Projekte. Er argumentiert, daß die Zeit der Gerüchte und der Ungewißheit stimulierend für einen breiten Widerstand wirke. Noch unentschlossene Teile der Bevölkerung werden in einem solchen unvollständigen Kommunikationsprozeß nur von den Gegnern der Anlagenerrichtung erreicht. Diese Phase soll zugleich prägend für die Werthaltungen der Bevölkerung im späteren Planungsprozeß sein. HAUBERs Vorschlag zielt in Anlehnung an eine Studie der US-Umweltschutzbehörde (EPA, 1978, S. 2—3f.) auf frühere umfassende Informationen, auch und gerade von Bürgerinitiativen, sowie die Bereitschaft der Planer, Anstöße der Kritiker miteinzubeziehen — und zwar selbst dann, wenn sie die Planung nachhaltig verändern können. Sein operatives Ziel ist die Einbindung der großen Mehrheit der Interessierten, insbesondere über die intensive Partizipation der Meinungsbildner bei gleichzeitiger Marginalisierung extremer Positionen (HAUBER, 1989b, S. 84f., 99ff., 119f.). Die seiner Überzeugung nach äußerst schwierige Wiederherstellung des Vertrauens in die Problemlösungsfähigkeit der Planung will er über einen intensiven Gebrauch von sogenannter 2-Wege-Kommunikation — also Kommunikationsformen, die einen gleichberechtigten Austausch von Informationen und Argumenten ermöglichen —, erreichen. Außerdem sollen die zuständigen Behördenvertreter bzw. beauftragten Ingenieure sich in der öffentlichen Erörterung ihrer Fachsprache entledigen und allgemein den „Menschen hinter der Planung" wieder deutlich werden lassen. In Fortentwicklung der genannten EPA-Studie bewertet er, wie in Abbildung 2.3.1 dargestellt, die Wirksamkeit verschiedener Formen der Bürgerinformation und -beteiligung differenzierend (HAUBER, 1989a, S. 16 und 1989b, S. 104; vgl. ferner EPA, 1978, S. 2—1 und 2—5ff.; EPA, 1988, S. A—1ff.; EPA und OSWER, 1986; zur Ausgestaltung der Bürgerbeteiligung in einzelnen Bundesstaaten HOLZNAGEL, 1989, S. 1082ff.).

375. Auch andere Untersuchungen gelangen zu dem Schluß, daß — im Vergleich zu den bekannten Negativergebnissen einer restriktiven und zögerlich einsetzenden Information — Risiken und Mehrbelastungen durch eine verstärkte Einbindung der Öffentlichkeit von den Vorzügen überwogen werden (EDLINGER und POTYKA, 1989, S. 293; NOEKE und TIMM, 1989, S. 293; ROHRBECK, 1979, S. 114ff.).

376. Ganz andere Wege beschreitet RONELLENFITSCH. Seine Ursachenanalyse geht dahin, daß die gegenwärtig zu beklagenden Kapazitätsdefizite auf eine zu ausgiebige Bürgerbeteiligung zurückzuführen seien. Gerade die von Abfallbeseitigungsplänen herbeigeführte Stufung des Planungsprozesses

Abbildung 2.3.1

Wirksamkeit verschiedener Formen der Bürgerinformation und -beteiligung

Aktivität \ Wirkung	öffentliches Interesse	Berücksichtigung von Einzel-interessen	Gelegenheit zum Dialog	Möglichkeiten zur Meinungs-veränderung	Möglichkeit Interessenkonflikte zu lösen	Beeinflußung der Entscheidung
Information der Allgemeinheit	mittel	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig
öffentliche Anhörungen	hoch	hoch	mittel	mittel	niedrig	mittel
Arbeitstreffen Workshops	mittel	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch
Beratungskomitees	niedrig	mittel	hoch	hoch	hoch	hoch
Brief-Liste	mittel	mittel	niedrig	mittel	niedrig	niedrig
Kontaktperson/ Kontakttelefon	niedrig	hoch	hoch	mittel	niedrig	niedrig
Presseberichte	hoch	niedrig	niedrig	hoch	niedrig	mittel
audiovisuelle Präsentationen	mittel	niedrig	niedrig	mittel	niedrig	niedrig
Info-Stände, Ausstellungen usw.	hoch	mittel	mittel	mittel	niedrig	niedrig
Aktionen bei Schulen, Vereinen etc.	niedrig	mittel	mittel	hoch	niedrig	niedrig
Anzeigen, Poster, Broschüren	mittel	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig
Lokal Radio/TV	niedrig	mittel	mittel	niedrig	niedrig	mittel
Besichtigungsfahrten	niedrig	hoch	hoch	hoch	mittel	hoch
Podiumsdiskussionen	hoch	mittel	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig

● hoch ◑ mittel ○ niedrig

Quelle: HAUBER, 1989a und b, verändert

schaffe Unruhe und Widerstände. Insbesondere werde die Öffentlichkeit zu oft und zu lange mit denselben Vorhaben konfrontiert. Überdruß und Mißtrauen seien die Folge (RONELLENFITSCH, 1989, S. 115f.). Er empfiehlt, in bewußter Abkehr von dem von MÜLLER und HOLST (1987) verfolgten Ansatz, eine Beschränkung der Bürgerbeteiligung auf das gesetzlich vorgesehene Minimum. Ausdrücklich betont wird dagegen, das Element der „Durchsetzung" von Anlagen (RONELLENFITSCH, 1989, S. 105). Die gewünschte Straffung soll erreicht werden durch ein aus dem geltenden Recht abgeleitetes Maßnahmenbündel. Eine Absage erhalten die verstärkte Beteiligung Betroffener, eine institutionalisierte Zusammenarbeit mit Interessenverbänden und die Einbeziehung von Abfallbeseitigungsplänen in den Katalog UVP-pflichtiger Vorhaben (RONELLENFITSCH, 1989, S. 115ff.).

377. Es erscheint zweifelhaft, ob die Annahme RONELLENFITSCHs, de lege lata ließe sich die Notwendigkeit von Planfeststellungsverfahren auf ein deutlich niedrigeres Maß als bisher reduzieren, realistisch ist. Gleichfalls ist zu befürchten, daß eine besonders „straffe" Durchführung der Verfahren, bei denen wesentliche Gegenargumente übergangen werden oder vom zeitlichen Ablauf her nicht mehr sorgfältig erwogen werden können, zu einer erheblichen Polarisierung führen wird. Auch HAUBER (1989b, S. 55f.) vertritt die Auffassung, daß ein von ihm als „Obrigkeitsstil" apostrophiertes Planungsverhalten eine Eskalation erwarten läßt (vgl. auch SCHMIDT-ASSMANN, 1982, S. 264).

378. Der Rat neigt anknüpfend an sein Sondergutachten „Altlasten" (SRU, 1989, Tz. 93 und 100f.) insgesamt einem partizipativen Ansatz zu. Er warnt indessen vor übertriebenen Erwartungen auf rasche Erfolge. Auch wäre es gefährlich, einen solchen Ansatz mit einem Rezept zu verwechseln, das stets den gleichen Ablauf und das gleiche Ergebnis verspricht. Es steht außerdem zu erwarten, daß eine quantitativ und qualitativ auszubauende Beteiligung der Öffentlichkeit schwierige kapazitäre und menschliche Aufgaben an Verwaltung und beauftragte Planungsunter-

nehmen stellt. Dennoch spricht manches für die Einbindung des in der Bevölkerung vorhandenen kritischen Potentials, weil es mittelfristig eine Versachlichung und ein geschärftes Bewußtsein für die Notwendigkeit konstruktiver Lösungen erhoffen läßt.

379. In seinem Umweltgutachten 1987 (SRU, 1987, Tz. 72) und in seinem Sondergutachten „Altlasten" (SRU, 1989, Tz. 84) hat der Rat auf die Bedeutung einer Verbesserung der Wissensbasis für umweltgerechtes Handeln hingewiesen. Gerade die Startphase der Öffentlichkeitsbeteiligung sollte durch — möglichst objektiv gehaltene — Informationsangebote zu Grundfragen der Abfallwirtschaft und konkreten Beseitigungstechniken geprägt sein. Mit dem bloßen Verteilen von Informationsmaterial darf es dabei nicht sein Bewenden haben, da sich Mißverständnisse sonst nur verfestigen und Meinungsverschiedenheiten nicht geklärt werden können. Die von HAUBER (1989a und b) vorgestellten Aktivitäten (Abb. 2.3.1) bieten auch in dieser Hinsicht eine Reihe von Möglichkeiten.

380. Planungsverfahren dürfen nicht so betrieben werden, daß bestimmte Gruppen an den Rand gedrängt werden. Eine solche Verfahrensweise mag kurzfristige Erfolge vorweisen, läßt aber unberücksichtigt, daß sich ständig an den Rand gedrängte Gruppen nach anderen Aktionsformen mit unkalkulierbaren Risiken umsehen werden.

Ebenso ist Skepsis angebracht gegenüber einem betont großzügigen Einsatz finanzieller Mittel für die Informationsarbeit (vgl. HAUBER, 1989b, S. 102). Bei Unentschlossenen und eher kritischen Bürgern darf nicht der Eindruck der Ohnmacht gegenüber einer finanziell übermächtigen „Werbungsmaschinerie" aufkommen. Allerdings gilt dies weit weniger für Aktivitäten, die Gelegenheit zu 2-Wege-Kommunikation und damit auch zu Gegenäußerungen bieten, z. B. die Ausrichtung von Workshops.

381. Nicht unproblematisch erscheint der von MÜLLER und HOLST (1987, S. 16 und 368ff.) vorgeschlagene Lastenausgleich in Form von Geld oder anderen Vergünstigungen. Der Gesichtspunkt eines gerechten Ausgleichs von Beeinträchtigungen durch eine Entsorgungsanlage kann durchaus für solche Leistungen sprechen: Der Wert von Anliegergrundstücken kann auch dann spürbar gemindert sein, wenn die engen Voraussetzungen für eine Enteignungsentschädigung nicht vorliegen; ebenso ist nicht zu übersehen, daß die Standortgemeinde zumindest durch ein gesteigertes Aufkommen an Schwerlastverkehr Belastungen zusätzlicher Art hinnehmen muß. Andererseits lassen Zuwendungen rasch Mißtrauen gegenüber der Sicherheit und Umweltverträglichkeit der Anlage entstehen. Dies gilt insbesondere, wenn zwischen dem Verwendungszweck der Leistungen und den von der Anlage ausgehenden Beeinträchtigungen kein sachlicher Zusammenhang besteht. Ein solcher sachlicher Zusammenhang besteht allerdings dann, wenn ein physisch-realer Ausgleich für Umweltbelastungen durch die Anlage durch Maßnahmen an anderer Stelle des Gemeindegebietes geschaffen wird oder Zusicherungen gegeben werden, daß künftig keine weiteren umweltbelastenden Anlagen im Gemeindegebiet errichtet werden sollen.

382. Bei der Meinungsbildung der Bürger zu konkreten Standorten, aber auch zu den vorgeschlagenen Beseitigungstechnologien, kommt den Medien eine herausragende Rolle zu. Die Medien sind gerade in diesem Zusammenhang damit konfrontiert, daß an sie von verschiedenen Seiten deutlich auseinandergehende Erwartungen herangetragen werden (AGU, 1989). Einigkeit dürfte darüber bestehen, daß die Berichterstattung über Fragen der Beseitigung ein beträchtliches Maß an Verantwortung, Sachkunde und Sorgfalt erfordert. Insbesondere sollen die Medien die Differenziertheit der Beseitigungs- und insbesondere der Standortprobleme für den Laien verständlich darstellen und das nötige Hintergrundwissen vermitteln. Dies beinhaltet unter anderem, daß auch Umweltbelastungen durch andere als die vorgesehenen Anlagen genannt werden. Auch sollten Problemverschiebungen deutlich werden, die dann entstehen, wenn keine Beseitigungskapazitäten zur Verfügung gestellt werden, z. B. in Form von Abfallexporten.

Damit die Medien die hohen Erwartungen erfüllen können, müssen die politisch Verantwortlichen und die beteiligten Behörden sie im Vorfeld der Berichterstattung frühzeitig und offen über die Planung von Abfallbeseitigungsanlagen informieren und die für das Verständnis wichtigen Zusammenhänge vermitteln.

2.3.4.3 Verknüpfung von Abfallbeseitigungsplanung und Zulassung der einzelnen Anlage

383. Gerade die Zweiteilung in raumübergreifende Beseitigungsplanung einerseits und auf den einzelnen Standort bezogene Zulassung andererseits führt zu schwierigen Problemen. Angesprochen ist damit insbesondere die Frage der Öffentlichkeitsbeteiligung an der Aufstellung von Abfallbeseitigungsplänen und der Ausgleich von generellen Planungsvorgaben mit der Forderung nach möglichst großer Flexibilität für Vorschläge im Planfeststellungs- und Genehmigungsverfahren.

384. Bei der Planung der einzelnen Anlage sind von Seiten der Standortgemeinden und der Bürger eine Reihe von Argumenten gegen die Errichtung zu erwarten, die im Grunde überörtlicher Natur sind. Häufige Einwände lauten:

- Anlagenstandorte in anderen Regionen sind besser geeignet.
- Andere Beseitigungstechniken sind besser geeignet.
- Durch verstärktes Vermeiden/Verwerten wird die Anlage überflüssig.
- Kapazitätsstarke Anlagen entfalten eine Sogwirkung.

385. Wegen der (zumindest auch) überörtlichen Bedeutung dieser Einwände ergibt sich ein grundlegendes Problem: Diejenigen, die die Folgen der Nichterrichtung (Abfallexport; Arbeitsplatzverluste durch Industrieabwanderung; Fortbetrieb ungeeigneter Anlagen; Tendenz zur Verschiebung von Reststoffen in andere Umweltmedien) zu tragen haben, sind besten-

falls teilidentisch mit den von der Errichtung der Anlage Betroffenen (EDLINGER und POTYKA, 1989, S. 35f.; SRU, 1989, Tz. 85f.). Hinzu tritt der Umstand, daß eine Verbesserung oder Verschlechterung der landes- oder gar bundesweiten Beseitigungssituation durch Errichtung oder Nichterrichtung einer einzelnen Anlage für den einzelnen praktisch nicht sichtbar wird. Dies gilt um so mehr, als Auswirkungen ohnehin erst Jahre später eintreten.

Andererseits gewinnt eine Öffentlichkeitsarbeit in dem in Abschnitt 2.3.4.2 dargelegten Sinne schwerlich an Glaubwürdigkeit, wenn solche Einwände kategorisch und ersatzlos abgeschnitten werden. Es besteht ein sehr ernstzunehmendes Bedürfnis breiter Kreise, die Folgen individueller und kollektiver Handlungen wieder kalkulierbar zu machen, wie der Rat bereits im Umweltgutachten 1987 (SRU, Tz. 68) betont hat.

386. Dieses Anliegen ist mit zentralen Anlagen nur in geringem Maße zu erreichen. Dafür können diese Anlagen besonders umweltschonend sein und gegebenenfalls einen notwendigen Bestandteil eines mehrgliedrigen Beseitigungskonzeptes bilden, wie es der Rat vorschlägt (Kap. 7). Einen spürbaren Beitrag zur „Rückgewinnung erlebter Handlungskontrolle" (SRU, 1987, Tz. 68) können insbesondere dezentrale Anlagen zur Kompostierung nativorganischer Abfälle (Kap. 5.2) wie auch allgemein Maßnahmen zur Getrenntsammlung (Kap. 5.1) leisten. Diese Aussage steht allerdings unter dem Vorbehalt, daß sich entsprechende Maßnahmen in das Konzept des jeweiligen Trägers der Entsorgung sinnvoll einfügen.

Eine Synthese erscheint auf dieser Basis möglich und wünschenswert. Der Abfallbeseitigungsplan beläßt für lokale angepaßte Entsorgungslösungen genügend Spielraum (Kompostierung, Wertstoffsammlung usw.) und konzentriert sich auf solche Abfälle, deren mehr oder weniger zentrale Beseitigung unter Umweltgesichtspunkten wünschenswert erscheint (ähnlich APPOLD und BECKMANN, 1990, S. 314f.; HOHMANN, 1989, S. 414f.; JUNG, 1988, S. 162ff.). Einen solchen Weg zeichnet in etwa das Landesabfallgesetz des Saarlandes vor, dessen § 10 Abs. 1 Nr. 1 und 2 den Gemeinden aufgibt, für die Errichtung von Deponien für Erdaushub und Bauschutt sowie für Kompostierungsanlagen für Grünschnitt usw. zu sorgen (vgl. auch § 1 Abs. 5 AbfG HE). Allerdings gilt es zu beachten, daß lokale, mit einer Getrenntsammlung verbundene Maßnahmen den Mitwirkungswillen einer breiten Öffentlichkeit voraussetzen und sich deswegen für schematische Lösungen wenig eignen (SCHENKEL, 1990, S. 148).

387. Zu einer Versachlichung der Standortdiskussion kann die Verknüpfung der vorzeitigen Stillegung von Altanlagen mit der Inbetriebnahme von Anlagen einer neuen Generation beitragen. Das Maß an erzielbarer Umweltentlastung ist dann objektiv nachweisbar und für die Bürger als Verbesserung der eigenen Umweltsituation feststellbar. Beispiele aus der Schweiz zeigen, daß das Verständnis für die lokale Immissionssituation und deren Veränderung durch Neuanlagen dort gut ausgeprägt ist, wo bereits Erfahrungen mit vorhandenen Anlagen vorliegen.

388. Die Anwendung moderner Beseitigungstechnik ist mit einer spürbaren Steigerung der vom Bürger zu erhebenden Müllgebühren verbunden; für zahlreiche Maßnahmen des Getrenntsammelns gilt Gleiches. Gerade auf lokalpolitischer Ebene entsteht so ein Dilemma. Ein Teil der Bevölkerung setzt sich für den höchstmöglichen Standard der Beseitigungstechnik auch bei einer deutlichen Verteuerung ein, während ein anderer Teil einer nachhaltigen Erhöhung der Müllgebühren eher ablehnend gegenübersteht. Dementsprechend besteht die Gefahr von Negativkoalitionen gegen die Errichtung von Neuanlagen, weil sie den einen noch nicht fortschrittlich genug, den anderen aber zu kostspielig sind. Ein Ausweg läßt sich nicht einfach durch die Verfolgung einer „mittleren Linie" finden. Ziel der Errichtung neuer Anlagen muß es sein, Umweltbelastungen aus dem Umgang mit Abfällen nachhaltig zu reduzieren. Es muß dem Bürger verständlich gemacht werden, daß dieses Ziel nicht ohne eine Steigerung der Kosten erreicht werden kann. Ebenso muß deutlich werden, daß das Mißverhältnis zwischen den Aufwendungen für die Versorgungsseite und den Aufwendungen auf der Entsorgungsseite bis in unsere Tage zu einer Belastung der Umwelt und nicht selten zu Altlasten geführt hat. Entsprechende Aufklärungsmaßnahmen sollten sich vor allem an diejenigen Gruppen wenden, die sich weniger intensiv an der lokalen umweltpolitischen Diskussion beteiligen. Die Verwendung schönfärberischer Begriffe, wie z. B. „Entsorgungspark", ist einer solchen aufrichtigen Öffentlichkeitsbeteiligung abträglich.

389. Rein projektbezogene Akzeptanzverbesserungsstrategien — darauf weist der Rat ausdrücklich hin —, sind von zweifelhaftem Wert, da sie fast zwangsläufig das Blickfeld auf eine Einzelfalloptimierung verengen. Ihnen fehlt die Legitimation der Ableitung aus einem Gesamtkonzept, welches den Anforderungen an eine moderne Abfallwirtschaft (Kap. 7) genügt. In einem solchen Konzept müssen auch realistisch erscheinende Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen ihren Platz finden. Eine Reihe jüngerer Abfallwirtschaftsprogramme und Abfallbeseitigungspläne geht erfreulich intensiv auf die derzeitige stoffliche Verwertung und das mittelfristig angestrebte Verwertungsziel ein.

390. Es bleibt noch die Frage der Verbreiterung der Legitimationsgrundlage von Abfallbeseitigungsplänen. Sie erscheint notwendig, weil der Beseitigungsplan den Entscheidungsspielraum für nachfolgende Planfeststellungsverfahren nicht unerheblich eingrenzt. Dies wiederum hat Rückwirkungen auf den der Öffentlichkeitsbeteiligung vorgegebenen Rahmen und das Klima, in der die Anlagenplanung stattfindet. Wenig erfolgversprechend erscheint eine Bürgerbeteiligung, wie sie bei Einzelanlagen möglich ist. Sämtliche von einem Teilplan Siedlungsabfälle betroffenen Bürger lassen sich nicht — zumindest nicht in intensiverer Form — beteiligen; die Auswahl einzelner Personen erscheint willkürlich. Die Erfahrungen in Niedersachsen mit der Bürgerbeteiligung deuten außerdem auf eine Überforderung bzw. Überfrachtung des Instruments Abfallbeseitigungsplanung hin. In welchem Maße sich dieser Eindruck verallgemeinern läßt, könnte durch informelle Beteili-

gungsformen mit Versuchscharakter (vgl. Tz. 299f.) geklärt werden.

Zu denken ist aber an eine Verstärkung der Rolle der Beteiligung von kommunalen Gebietskörperschaften. In Nordrhein-Westfalen wird dieser Effekt dadurch erreicht, daß die Beseitigungspläne von den Bezirksplanungsräten, in denen die kommunalen Gebietskörperschaften zum Teil vertreten sind, mitberaten werden.

391. Wie sich eine Beteiligung der anerkannten Umwelt- und Naturschutzverbände auswirken könnte, läßt sich bislang wenig abschätzen. Insbesondere ist unklar, ob die erkennbare grundsätzliche Gegnerschaft gegenüber der Verbrennung von Abfällen für differenzierende Lösungsansätze, die eine Behinderung der Vermeidung und stofflichen Verwertung durch die Errichtung von Verbrennungsanlagen ausschließen, künftig Spielraum für eine fruchtbare Partizipation läßt. Es sollte allerdings nicht verkannt werden, daß die Umwelt- und Naturschutzverbände eine Fülle von Kenntnissen gerade auch lokaler Probleme einbringen könnten. Zudem stellen sie ein wichtiges Bindeglied zu Bürgerinitiativen dar, die sich aus Anlaß konkreter Planungsvorhaben bilden. Es sollte der Versuch unternommen werden, die Umwelt- und Naturschutzverbände in stärkerem Maße für derartige Ansätze einschließlich der damit verbundenen technischen Konsequenzen zu gewinnen. Dies würde sowohl die Aufstellung von Beseitigungsplänen als auch die Akzeptanz in Bezug auf konkrete Anlagen auf eine breitere Grundlage stellen.

2.3.5 Zusammenfassung der Empfehlungen

392. Der Rat spricht sich dafür aus, auch die Abfallbeseitigungsplanung einem UVP-Verfahren zu unterwerfen, wenn durch die Planung konkrete Standorte festgelegt werden. Sollte sich die Beseitigungsplanung künftig auf die Planung der vorzuhaltenden Kapazitäten und der groben räumlichen Zuordnung von Anlagen etwa zu Kreisen oder Regionen beschränken, erscheint es dem Rat sinnvoll, mit der Aufstellung des Beseitigungsplans die Bewertungsmaßstäbe und Kriterien für den Untersuchungsrahmen einer späteren Umweltverträglichkeitsprüfung festzulegen.

393. Die getrennte Sammlung von Abfällen sollte in den programmatischen Teil von Abfallbeseitigungsplänen oder in Abfallwirtschaftsprogramme aufgenommen werden. Dabei ist eine frühzeitige Abstimmung mit den für das Einsammeln, Befördern und Lagern zuständigen kommunalen Gebietskörperschaften ratsam. Für Bauschutt und Bodenaushub sollten gesonderte Abfallbeseitigungspläne aufgestellt werden. Es sollten Anreize für eine betriebsinterne Verwertung und Beseitigung geschaffen werden.

Künftige Abfallbeseitigungspläne sollten verstärkt eine Kapazitätsplanung betreiben. Dabei sollten genügend Reservekapazitäten vorgehalten werden. Abfallbeseitigungspläne sollten künftig nicht mehr der exakten Festlegung der einzelnen Standorte dienen, sondern nur eine grobe räumliche Zuordnung von Anlagen, etwa nach Kreisen oder Regionen, treffen.

Die Planung sollte die Stillegung alter und die Inbetriebnahme neuer Anlagen verknüpfen. Wenn dann die Standorte der Neuanlagen mehr oder weniger in der Nähe der Altanlagen angesiedelt werden, ist die erzielbare Umweltentlastung objektiv nachweisbar und für die Bürger als Verbesserung der eigenen Umweltsituation feststellbar. Die Forderung des § 8 Abs. 4 BNatSchG, in Abfallbeseitigungsplänen Ausgleichsmaßnahmen für Eingriffe in Natur und Landschaft darzustellen, sollte entfallen.

394. Die Zulassung von Beseitigungsanlagen sollte nur dann erfolgen, wenn eine Verunreinigung des Grundwassers ausgeschlossen werden kann.

Zur Beschleunigung des Zulassungsverfahrens schlägt der Rat vor, verwaltungsinterne Fristen einzuführen zur Stellungnahme der zu beteiligenden Behörden und für die Entscheidung der federführenden Behörde über den Antrag, deren Nichteinhaltung die Pflicht auslöst, der Aufsichtsbehörde einen Rechenschaftsbericht zu liefern. An die Stelle des abfallrechtlichen Planfeststellungsverfahrens für chemisch-physikalische und thermische Behandlungsanlagen soll künftig ein immissionsschutzrechtliches Genehmigungsverfahren treten unabhängig davon, ob sie auf eine Verwertung oder auf eine Behandlung abzulagernder Stoffe gerichtet sind; § 6 Abs. 1 Satz 2 AbfG sollte auf solche dann dem Bundes-Immissionsschutzgesetz unterstellten Anlagen erstreckt werden. Ein abfallrechtlicher Konzeptvorbescheid sollte für alle Abfallbehandlungsanlagen für den Fall eingeführt werden, daß die Behandlungsanlagen für alle Abfälle nicht, wie vorgeschlagen, dem Bundes-Immissionsschutzgesetz unterstellt werden sollten. Für mobile Sanierungsanlagen sowie für weitere, durch Rechtsverordnungen festzulegende, standardisierte Anlagenteile sollten Bauartzulassungen nach dem Muster des § 33 BImSchG eingeführt werden, wobei die Bauartzulassung gegenüber Typenzulassungen nach anderen Rechtsvorschriften Ersetzungswirkung besitzen sollte.

395. Auch bei Anlagen, die dann nach Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigt werden, sollte eine frühzeitig einsetzende, eingehende Öffentlichkeitsbeteiligung verwirklicht werden.

Zur Verbesserung der Akzeptanz von Beseitigungsanlagen befürwortet der Rat eine größere Partizipation der Öffentlichkeit an der Planung der einzelnen Beseitigungsanlage. Erforderlich dazu ist, daß frühzeitig Informationsangebote zu Grundfragen der Abfallwirtschaft und konkreten Beseitigungstechniken geschaffen werden, wobei insbesondere die Medien die Differenziertheit der Beseitigungs- und Standortprobleme für den Laien verständlich darstellen und das notwendige Hintergrundwissen vermitteln sollten.

Nach Auffassung des Rates sollte dem Bürger durch Öffentlichkeitsarbeit verständlich gemacht werden, daß die Reduzierung von Umweltbelastungen bei der Errichtung neuer Anlagen nicht ohne eine Steigerung der Kosten erreicht werden kann und das Mißverhältnis zwischen den Aufwendungen für die Versor-

gungsseite und den Aufwendungen auf der Entsorgungsseite in der Vergangenheit zu einer Umweltbelastung und nicht selten zu Altlasten geführt hat. Entsprechende Aufklärungsmaßnahmen sollten sich vor allem an diejenigen Gruppen wenden, die sich weniger intensiv an der lokalen umweltpolitischen Diskussion beteiligen.

Der Rat spricht sich für eine verstärkte Beteiligung von kommunalen Gebietskörperschaften sowie gegebenenfalls der anerkannten Umwelt- und Naturschutzverbänden bei der Aufstellung von Beseitigungsplänen aus. Eine größere Bürgerbeteiligung sollte dagegen nach Auffassung des Rates nicht stattfinden.

2.4 Ökonomische Aspekte der Abfallwirtschaft

2.4.1 Ökonomische Betrachtung des Abfalls

2.4.1.1 Wirtschaftsprozesse und externe Effekte

396. Während der Begriff „Abfall" — im Sinne von „nicht mehr Brauchbarem" — bezogen auf natürliche Ökosysteme genau genommen keine Rolle spielt, muß er im Zusammenhang mit menschlich beeinflußten oder geschaffenen Produktionssystemen wegen der mit ihm verbundenen Umweltprobleme eingehend untersucht werden (Tz. 31). Die Definition des Abfallbegriffs in ökonomischer Sicht hängt in erster Linie von Bewertungskriterien ab, die je nach Art des Wirtschaftsprozesses differenziert untersucht werden müssen (BUNDE und ZIMMERMANN, 1988).

Vor allem für die Wahl der abfallpolitischen Strategie, aber auch wegen der Unterschiede in Menge, Art und Zusammensetzung ist es sinnvoll, Abfälle aus Produktionsprozessen (Abschn. 2.4.1.2) und aus Konsumtionsprozessen (Abschn. 2.4.1.3) jeweils getrennt zu betrachten. Während im Produktionsbereich eine Reihe positiver ökonomischer Anreize zur Steuerung der Abfallströme existiert, sind im Bereich der Konsumenten überwiegend nur freiwillige oder durch die öffentliche Hand induzierte Verhaltensänderungen denkbar; wirtschaftliche Anreize spielen demgegenüber eine geringere Rolle. Inwiefern damit auch der öffentlichen Hand im Konsumbereich eine große Verantwortung zukommt, soll im Abschnitt 2.4.2 näher erläutert werden.

397. In der ökonomischen Betrachtungsweise stehen die Wirtschaftsgüter, also die beabsichtigten Ergebnisse der Wirtschaftsprozesse, im Mittelpunkt des Interesses. Sie werden auf den Märkten als Waren oder Dienstleistungen gegen Zahlung eines Preises entweder direkt vom Endverbraucher nachgefragt, um seine Bedürfnisse unmittelbar zu befriedigen, oder sie gehen als Vorleistungen in die Produktion von Konsumgütern ein. Bei allen Prozessen entstehen aber neben den beabsichtigten immer auch unbeabsichtigte, nicht zur mittelbaren oder unmittelbaren Nutzung geeignete Stoffe. Sie werden „ab"-geleitet und fallen als „Abprodukte" an (Tz. 5, 32). Werden sie nicht über die Abluft oder das Abwasser in die Umwelt verteilt, handelt es sich um „feste" Abfallstoffe (mit Übergangsformen wie etwa Altöl oder Klärschlamm). Da das Zustandekommen und die Beseitigung dieser Abfallstoffe mit Kosten verbunden sind, müssen auch sie in die ökonomische Analyse einbezogen werden.

398. Die grundsätzliche ökonomische Problematik von „ab"-geleiteten Stoffströmen stellt sich bei Abfall nicht viel anders dar als bei stofflichen und energetischen Emissionen in Luft oder Wasser: Sie haben in der anfallenden Form in der Regel keinen Tauschwert, erbringen also keine Erlöse. Vielmehr verursacht ihre Entsorgung betriebsintern, selbst wenn keine staatliche Umweltpolitik betrieben wird, zusätzliche Kosten (mindestens für diejenigen Beseitigungsaktivitäten, die das Betriebsgelände selbst von Belastungen freihalten). Die abgeleiteten Stoffströme belasten Dritte (daher „externe" Effekte), soweit die ökologische Kapazität der Umweltmedien (Selbstreinigungsfähigkeit von Flüssen, belästigungsfreies Verrotten von Abfall usw.) überschritten wird. Die Existenz erheblicher externer Effekte führt zu gesamtwirtschaftlich falschen Produktionsanreizen.

Mit wachsenden Abfallmengen, zunehmendem Anteil problematischer Stoffe und abnehmender Akzeptanz von Anlagen zur Behandlung und Ablagerung von Abfällen haben sich die mit den „festen" Abfällen verbundenen negativen externen Effekte verschärft. Es wird deshalb immer weniger hinnehmbar, wenn Produktion und Konsum mit geringer Rücksicht auf die Abfallprobleme gestaltet werden. Die Beseitigungsmöglichkeiten insgesamt werden zunehmend knapp; insbesondere Abfallbeseitigungskapazität als nahezu „freies Gut" in Form unkonditionierter Ablagerung auf ausreichender Deponiefläche oder durch Einbringung auf Hoher See existiert kaum noch.

Aufgrund knapper Flächen und zunehmenden Boden- und Gewässerschutzes muß daher die Abfallbeseitigungskapazität als durch die Umweltpolitik intensiv zu „bewirtschaftendes" Gut angesehen werden. Bewirtschaften aber bedeutet, daß das Ertragen oder die Beseitigung der negativen externen Effekte nicht oder nicht im beschriebenen Maß Dritten überlassen werden, sondern daß die Nutzung des bisher zu billigen Gutes „Abfallbeseitigung" verknappt wird. Diese Verknappung erhöht bei der Produktion und beim Konsum die Folgekosten der Abfallentstehung, die folglich verstärkt in Rechnung gestellt werden müssen und zu entsprechenden Anpassungen führen sollen (Abschn. 2.4.4).

399. Nicht zuletzt weil die Beseitigungsmöglichkeiten sich so rapide verringern, ist auch für den Bereich der Abfallwirtschaft ein verstärkter Übergang von einer lediglich reaktiven zu einer vorausschauenden Umweltpolitik anzustreben, der in den Bereichen Luftreinhaltung und Gewässerschutz bereits früher erfolgte. Es genügt also nicht mehr, die gefährlichen Abfälle besser als zuvor zu kontrollieren oder die eine oder andere Deponie oder Abfallverbrennungsanlage zu errichten.

Dementsprechend begann eine verstärkte Suche nach Vermeidungs und Verwertungsmöglichkeiten bei Stoffen, die einzelwirtschaftlich bisher als Abfall gesehen wurden. Diese Suche dürfte sich noch weiter verstärken, wenn im Rahmen einer vorausschauenden Politik bereits von vornherein angestrebt wird, die produzierten Güter so zu gestalten, daß sie am Ende ihrer wirtschaftlichen Lebensdauer leicht ganz oder in Teilen verwertet werden können (Tz. 686f., Abschn. 4.4.2). Der stärkste Hebel hierfür besteht darin, sämt-

liche Kosten der Alternative „Abfallbeseitigung" der Produktion bzw. dem Konsum zuzuordnen.

400. Gegenüber der Luftreinhaltung und dem Gewässerschutz nimmt die Abfallwirtschaft insofern eine gewisse Sonderstellung ein, als Abfälle meist konzentriert, die von den Medien Luft und Wasser getragenen stofflichen Emissionen jedoch verteilt anfallen.

Dadurch sind viele Abfälle oft an der Grenze zu einem Gut im wirtschaftlichen Sinne, haben also „gutnahen" Charakter, während die in Luft und Wasser emittierten Stoffe in der Regel nicht in wirtschaftlicher Weise verwendet werden können (Tz. 39f., 76). Ob bestimmte Abfälle als rentables Gut oder als zu beseitigender Abfall erscheinen, hängt heute in besonderem Maße von den Wirkungen der umweltpolitischen Maßnahmen ab.

2.4.1.2 Betriebliche Kuppelproduktion und Abfallentstehung

401. Daß die Übergänge vom wirtschaftlichen Gut zum Abfall fließend sind und wovon sie letztlich abhängen, läßt sich am besten mit dem Konzept des Kuppelprodukts darstellen. Die Kuppelproduktion ist dadurch gekennzeichnet, daß technisch bedingt in Produktionsprozessen zwangsläufig zwei oder mehr Produkte zugleich anfallen. Die Kuppelprodukte können dabei in einem strengen Austauschverhältnis auftreten, oder aber die Mengenverhältnisse sind in gewissen Grenzen durch Substitutionsmöglichkeiten oder Verfahrensänderungen variierbar. Die einzelnen Kuppelprodukte können entweder am Markt nachgefragt werden oder Abfall darstellen (MÜLLER, 1975), wobei letzterer dann nicht zu den Gütern im wirtschaftlichen Sinne gezählt werden kann (Tz. 36 und 80ff.).

Auch wenn in der Volks- und Betriebswirtschaftslehre Fragen der Abfallwirtschaft immer wieder untersucht wurden (so etwa RIEBEL, 1955 oder STREBEL, 1978), so werden sie in den meisten dem Fachgebiet als ganzem gewidmeten Werken, wenn überhaupt, nur am Rande behandelt. Dies ist Ausdruck dafür, daß man damals dem Abfall keine Bedeutung beigemessen hat.

Man kann davon ausgehen, daß durch eine stärkere Berücksichtigung der zu erwartenden späteren Abfallbeseitigungskosten und frühzeitige verstärkte Suche nach Vermeidungs- und Verwertungsmöglichkeiten eine Umgestaltung der Produktionsprozesse hätte erfolgen können, die mit geringeren Kosten zu einer Reduktion der letztlich zu beseitigenden Abfallmengen geführt hätte.

402. Bei den folgenden Überlegungen sollen unter dem Begriff der Produktionskosten die engeren produktionsbedingten Kosten und die Kosten der Abfallbeseitigung zusammengefaßt werden. Zu berücksichtigen ist auch, daß sich der Kostenanteil eines Kuppelprodukts empirisch oft nur unvollkommen erfassen läßt, und im Falle von Produktionen mit technisch fixen Proportionen der Produkte dürfte er gar nicht zu ermitteln sein. Dennoch soll der jeweilige Kostenanteil eines Kuppelprodukts für die folgenden Aussagen zumindest gedanklich getrennt gehalten werden.

Wenn man die Übergangsstufen von einem rentablen Kuppelprodukt bis zu einem zu beseitigenden Abfall untersuchen will, lassen sich die folgenden Stufen im Rahmen des Produktionsprozesses unterscheiden (Tab. 2.4.1; Tz. 36, Abb. 2.1.4):

(1) Der Markterlös eines Nebenprodukts, das mit der Produktion eines anderen, vom Produzenten in erster Linie beabsichtigten Produkts technisch verbunden hergestellt wird, liegt über seinen (zurechenbaren) Kosten. Hier wird ein rentables Gut hergestellt und kann am Markt abgesetzt werden. Keines der beiden Produkte wird zu Abfall.

Darauf, daß die Übergänge zwischen marktfähigen Kuppelprodukten und zu beseitigendem Abfall allerdings fließend sein können, deuten bereits frühe Entwicklungen bezüglich einer Verwertung von Produktionsabfällen hin (Tz. 3), die am Beispiel der ersten deutschen Dachpappenfabrik erläutert seien. Sie erhielt für den benötigten und abgeholten Teer anfangs eine Vergütung von „einem Taler je Faß" von den Stadtwerken, für die er schwierig zu beseitigenden Abfall darstellte, der bei der gerade eingeführten Gaserzeugung zwangsläufig anfiel (ZIMMERMANN, 1950). Die sich entwickelnde Nachfrage nach dem neuen Produkt Dachpappe ließ aus dem Abfall Teer bald ein Produkt werden, für das man einen Preis erzielen konnte, so daß es denkbar wurde, daß je nach Kosten-Erlös-Situation sogar ein Anreiz zu vermehrter Teerproduktion (etwa durch eine Modifikation des Verfahrens zur Gasherstellung) entstehen konnte.

(2) Ein Markterlös für das Nebenprodukt wird zwar erzielt, aber er liegt unter den (zurechenbaren) Produktionskosten. Die Produktion des Nebenprodukts ist für sich genommen also nicht rentabel und wird daher, soweit im Produktionsprozeß eine Substitution der beiden Produkte technisch möglich ist, eingeschränkt. Da die Markterlöse des Nebenprodukts jedoch zu der Rentabilität der Gesamtproduktion beitragen, kann bei dem Nebenprodukt nicht von Abfall gesprochen werden, es besteht lediglich ein Anreiz zur Einschränkung seiner Produktion. Diese Produktionseinschränkung und infolgedessen die Umstellung des Produktionsverfahrens dürfte allerdings nur dann erfolgen, wenn die Umstellungskosten niedriger sind als die alternativen Verwertungs- oder Beseitigungskosten. Wenn eine strikte Verknüpfung der Produktion des Haupt- und des Nebenprodukts vorliegt und diese Gesamtproduktion rentabel ist, bleibt gesamtwirtschaftlich der Mechanismus zur Mehrproduktion auch des Nebenprodukts erhalten, auch wenn die zurechenbaren Kosten seine Markterlöse übersteigen.

(3) Es wird kein Markterlös für die Produktionsrückstände erzielt. Eine interne oder externe Verwertung ist jedoch billiger als die Entsorgung. Im Falle von Produktionsrückständen ist oft schwer zu beurteilen, ob sie einzelwirtschaftlich bereits als Abfall zu sehen sind. Die Übergänge von einem gerade nicht mehr kostendeckenden, fast rentablen Gut über verschiedene Kostendeckungsgrade bis zum kostenlos an Interessenten abgegebenen Produktionsrückstand und damit dem eindeutigen

Tabelle 2.4.1

Betriebliche Kuppelproduktion und Abfallentstehung

<table>
<tr><th>Einfluß der Umweltpolitik / Kosten-Erlös-Verhältnis</th><th>Keine Umweltpolitik</th><th>Umweltpolitische induzierte Entsorgungskosten</th></tr>
<tr><td>Markterlös vorhanden; er liegt über den (zurechenbaren) Produktionskosten</td><td>Rentables Produkt;
daher Produktionsanreize</td><td rowspan="3">wie links, aber Produktionskosten um die induzierten Entsorgungskosten erhöht</td></tr>
<tr><td>Markterlös vorhanden; er liegt über den (zurechenbaren) Produktionskosten</td><td>a) wenn Kuppelprodukt in fixer Proportion: weiterhin Tendenz zur Mehrproduktion
b) soweit als Nebenprodukt einschränkbar: wegen Unrentabilität kein Produktions-, sondern Vermeidungsanreiz</td></tr>
<tr><td>Kein Markterlös vorhanden: Kosten der Verwertung liegen unter den Beseitigungskosten</td><td>Produktionsrückstand vorhanden; Vermeidungsanreiz
Verwertungsanreiz vorhanden
a) interne Verwertung; kein Abfall
b) externe Verwertung: nur einzelwirtschaftlich (beim Produzenten) Abfall, nicht gesamtwirtschaftlich</td></tr>
<tr><td>Kein Markterlös vorhanden: Kosten der Verwertung liegen über den Beseitigungskosten</td><td>Produktionsrückstand vorhanden
nur Vermeidungsanreiz;
nur Beseitigung möglich;
einzel- und gesamtwirtschaftlicher Abfall</td><td></td></tr>
</table>

Quelle: BUNDE und ZIMMERMANN, 1988

Abfall sind vielfach fließend. Solange überhaupt für ein Produkt eine Nachfrage gegeben ist (mit dem Grenzfall des kostenlosen Abholens), entsteht zumindest gesamtwirtschaftlich gesehen kein Abfall.

Gerade im Bereich der Verwertung wird deutlich, daß erst über die Erhöhung der Beseitigungskosten, die in dem hier verwendeten Begriff der Produktionskosten enthalten sind, aufgrund einer sich verschärfenden Umweltpolitik verstärkte Bemühungen der Unternehmen einsetzen, Verwertungsmaßnahmen durchzuführen. Es handelt sich dann oft nur deshalb um ein der Verwertung zuzuführendes Gut statt eines Abfalls, weil die Beseitigungskosten so hoch (geworden) sind. Die Verwertung kann als interne Verwertung etwa durch Umstellung des Produktionsprozesses erfolgen, wobei dann kein Abfall entsteht. Sofern andere Unternehmen sich gegen Zahlung zur Verwertung bereit finden, etwa weil sie sich auf die Weiterverarbeitung bzw. Verwertung bestimmter Abfallstoffe spezialisiert haben, entsteht einzelwirtschaftlich Abfall, gesamtwirtschaftlich jedoch nicht.

(4) Es wird kein Markterlös erzielt, und die Kosten der Verwertung liegen über den Beseitigungskosten. In diesem Falle wird von Unternehmen unter wirtschaftlichem Kalkül der Weg der Beseitigung für diesen — in einzel- wie in gesamtwirtschaftlicher Sicht — anfallenden Abfall gewählt.

403. Insgesamt läßt sich somit für die betriebliche Kuppelproduktion feststellen, daß eine Reihe von ökonomischen Bestimmungsgrößen für die einzel- bzw. gesamtwirtschaftliche Abfallentstehung entscheidend werden. Die Frage, welcher Stufe der Abfallwirtschaft, d. h. Vermeidung, Verwertung oder Beseitigung, das Hauptaugenmerk gilt, kann nicht generell beantwortet werden, sondern ergibt sich aus den betrieblichen Gegebenheiten, Erlössituationen für Produktionsrückstände, Substitutionsmöglichkeiten, Verfahrensänderungen usw.

Wenngleich auf den Stufen 2 bis 4 ein zunehmender Anreiz zur Vermeidung besteht, weil Markterlöse bzw. durch Verwertung erzielbare Kostenersparnisse immer weniger Gewicht haben, kann die Vermeidungsstrategie, die durch Substitution solcher Stoffe, Produkte oder Produktionsverfahren geschieht, die

hohe Abfallmengen hervorrufen, in vielen Fällen höhere Kosten verursachen als Verwertungs- oder Beseitigungsmaßnahmen. Insbesondere wird eine Vermeidungsstrategie dort nicht notwendigerweise Vorrang haben, wo es um wenig umweltschädliche und leicht zu verwertende Stoffe oder Produktionsrückstände geht. Bei umweltschädlichen Produktionsrückständen sollte demgegenüber die Vermeidungsanstrengung im Vordergrund stehen.

2.4.1.3 Konsum und Abfallentstehung

404. Für den Konsumbereich kann man in ähnlicher Weise wie für die Produktionsprozesse das Konzept der Kuppelproduktion anwenden. Hier entstehen durch Verpackungsabfälle, organische Küchenabfälle, Abwässer usw. unerwünschte Effekte, die als solche nicht zur eigentlichen Bedürfnisbefriedigung beitragen und in der Regel mit Kosten für den Konsumenten verbunden sind (KLEINALTENKAMP, 1985, S. 23). Während jedoch in den Produktionsprozessen zum einen verschiedene ökonomische Bestimmungsgrößen den Prozeß der Abfallentstehung mit beeinflussen und zum anderen jeder einzelne Produzent über Höhe und Schädlichkeit des Abfallaufkommens weitgehend selbst entscheiden kann, bestehen im Bereich des Konsumprozesses kaum automatische Mechanismen, die den Konsumenten zu einer Verminderung des Abfallaufkommens bewegen könnten. Hierfür gibt es verschiedene Gründe (BUNDE und ZIMMERMANN, 1988):

- Die Produktpalette ist für die Verbraucher kurzfristig vorgegeben. Nur in einigen Bereichen und in neuerer Zeit vermehrt gibt es die Möglichkeit, Produkte dahingehend auszuwählen, daß das Abfallaufkommen gering bleibt, also Abfall vermieden wird bzw. der Problemgehalt des Abfallaufkommens sich vermindert (Abschn. 4.3.2).
- Anders als im Produktionsbereich gibt es wenig Möglichkeiten, Bestandteile des Hausmülls im Haushaltsbereich wieder zu verwenden (außer gelegentlichen Ausnahmen wie Kompost für den Hobbygärtner) oder zu verkaufen (etwa über „Flohmärkte", Second-Hand-Läden oder Annoncen; dagegen abnehmende Bedeutung des einsammelnden Altwarenhandels).
- Damit verbleibt im wesentlichen nur die Möglichkeit (und damit der Anreiz), sich des Abfalls zu möglichst geringen Kosten zu entledigen. Dabei ist die umweltpolitische Problematik nochmals danach zu differenzieren,
  - ob eine Getrenntsammlung vorgesehen ist und damit für alle Abfälle ein erhebliches Maß an Verwertung realisiert werden kann oder
  - ob mangels getrennter Sammelsysteme eine weitgehende Verwertung des Abfalls nur von denjenigen Konsumenten vorgenommen wird, bei denen ein hohes Problembewußtsein und auch Engagement vorhanden sind.

405. Dieser im Konsumbereich besonders starke Druck hin zur Beseitigung erfordert also von der Umweltpolitik besondere Aufmerksamkeit, und in dieser Hinsicht werden durch die bestehende Abfallwirtschaft vielfach noch falsche Anreize gesetzt. Soweit beispielsweise die Müllgebühren als Pro-Kopf-Werte ausgestaltet sind, wird das Interesse der Konsumenten gering gehalten, den gesamten Hausmüll zu verringern. Zur Vermeidung des Hausmülls sind aus den angegebenen Gründen somit verschiedene Sanktionsmaßnahmen sowie Anreizsetzungen notwendig (Abschn. 4.6.3.2.2).

So sollten die Gebühren für die Hausmüllabfuhr nach dem Restmüllaufkommen ausgerichtet sein, d. h. nach dem Gesamtmüll abzüglich verwertbar angelieferter Wertstoffe (Altglas, Altpapier, Metalle, organische Fraktion usw.; Abschn. 4.5.3). Damit werden weitgehende Abfallvermeidungsmaßnahmen der privaten Haushalte ökonomisch belohnt. Stärker als im gewerblichen Produktionsbereich sind Erfolge hier aber von der Organisation des Sammelsystems für verwertbare Stoffe abhängig (Tz. 410, Abschn. 5.1.2).

406. Insgesamt kann festgestellt werden, daß in diesem Bereich der Abfallentstehung noch ein großer Bedarf besteht, um effiziente Wege zur Abfallvermeidung — nach Mengen und Schadstoffen — zu entwikkeln. Die Nutzung der vorhandenen Systeme der Abfallvermeidung hängt im Haushaltssektor stark von der Freiwilligkeit der Verbraucher ab. Da anders als im gewerblichen Sektor ökonomische Anpassungsmechanismen hier weitgehend fehlen, sollte die Abfallvermeidung an geeigneten Maßnahmen ansetzen, die von der öffentlichen Hand vorzunehmen sind. Dabei ist zunächst an Maßnahmen zu denken, die beim Produzenten oder Handel ansetzen, aber auf den Hausmüll zielen (Tz. 410). Des weiteren kann durch Information der Verbraucher auch das Interesse zur Abfallvermeidung geweckt werden. Schließlich sind vor allem auch organisatorische Aspekte wichtig, die das Zusammenwirken von öffentlichem und privatem Sektor regeln.

2.4.2 Organisatorische Aspekte des Zusammenwirkens von öffentlichem und privatem Sektor

407. Wie bereits angedeutet, kommt in der Abfallwirtschaft dem Zusammenwirken von öffentlichem Bereich und privaten Haushalten und Unternehmen eine hohe Bedeutung zu. Eine ökonomisch effiziente Abfallwirtschaft erfordert eine Organisations- und Entscheidungsstruktur, die weitgehende Anreize für die Beteiligten setzt, das Abfallaufkommen zu vermindern und die Rohstoffe sparsam zu verwenden. Dies gilt dann auch für das Zusammenspiel innerhalb des öffentlichen Sektors zwischen unterschiedlichen Ebenen.

408. Ausgangspunkt organisatorischer Überlegungen sollte der Deponieraum sein. Aufgrund der gestiegenen Anforderungen, die an die Deponierung gestellt werden müssen (Kap. 5.5), ist es zunehmend schwieriger geworden, neue geeignete Standorte auszuweisen. Daher stellt der Deponieraum ökonomisch gesehen die knappste Ressource im Abfallbereich dar (Abschn. 2.4.4.2).

Der für die Aufnahme von Abfall vorgesehene Deponieraum war großenteils wohl immer schon — und ist heute ganz überwiegend — im unmittelbaren Besitz der öffentlichen Körperschaften. Die öffentliche Kontrolle wird entweder durch die öffentliche Hand als Betreiber selbst oder durch öffentliche Aufsicht über die Betreiber ausgeübt. Diese Tatsache stellt eine strategisch günstige Ausgangslage dar, da über eine Bewirtschaftung der Deponie in gewisser Weise eine Steuerung der vorgelagerten Stufen der Abfallwirtschaft möglich erscheint.

In nicht so starkem Ausmaß stellt sich das Knappheitsproblem kurzfristig für die Unternehmen dar, die eine werkseigene Deponie besitzen. Sie werden aber aus eigenem Interesse bestrebt sein, die anfallenden Abfallmengen zu minimieren, um die Nutzung dieser Ressource zu strecken.

409. In bezug auf die öffentliche Verfügung über den Deponieraum und die Beseitigungspflicht bleibt offen, ob diese auf Gemeinde-, Kreis- oder Landesebene angesiedelt sein sollten. Für eine kommunale Beseitigungspflicht spricht, daß hier das institutionelle Eigeninteresse an geringerem Abfallaufkommen am stärksten ist. Dies galt und gilt insbesondere, wenn die Gemeinde auch Deponiebetreiberin ist. Dann deckt sich der regionale „Nutzenkreis" des angebotenen Gutes Deponie mit der Gruppe der Nachfrager nach Entsorgungsmöglichkeiten und der Gruppe der Entscheidungsträger in diesem Umweltbereich. Dies wäre für eine effektive und zugleich effiziente Abfallwirtschaft vorteilhaft. Die kommunale Abfallbeseitigung wäre insbesondere deswegen effizient, weil die Anreize für kostensparende Technik, Deponieraum sparende Verwertung usw. wegen des direkten Konnexes zwischen den Akteuren besonders stark sind. Die verfügbare Beseitigungskapazität ist unter diesen Umständen derselben Entscheidungsinstanz zuzuordnen, die zugleich — und zwar in der direktesten Weise — die den Abfall produzierenden Bürger und Unternehmen vertritt.

Schon wenn der Landkreis diese Aufgabe übernimmt, kann die einzelne Gemeinde die aus der Theorie der öffentlichen Güter bekannte Trittbrettfahrerposition wählen. Dies bedeutet, sich an dem — politisch unerfreulichen — Standort für die neue Großdeponie oder Müllverbrennungsanlage uninteressiert zu zeigen, obwohl man genau weiß, daß man von ihren Vorteilen nicht ausgeschlossen wird, wenn sie in einer anderen Gemeinde steht. Eine autarke kommunale Abfallbeseitigung würde möglicherweise den größten Anreiz für kommunale Anstrengungen zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen bieten, wäre jedoch für eine umweltverträgliche Abfallbeseitigung problematisch. Letztere ist eher zu gewährleisten, wenn weniger und dafür größere Deponien betrieben würden. Notwendigerweise ist dann der Nutzenkreis der Anlage größer als die Gruppe derjenigen, die über die Bereitstellung des Standorts zu entscheiden haben; hiermit läßt sich ein Teil der politischen Schwierigkeiten bei der Suche nach den unbeliebten, aber zugleich allseits als notwendig anerkannten Beseitigungsstandorten erklären.

Ohnehin findet die Effizienz einer gemeindlichen Beseitigungspflicht ihre Grenze dort, wo große Einrichtungen der Abfallverwertung und -beseitigung zu Kosteneinsparungen infolge niedrigerer Errichtungs-, Betriebs- und Personalkosten je Abfalleinheit bei zunehmender Größe der Deponie oder der Abfallverbrennungsanlage (bis zu bestimmten Grenzen) führen. Immerhin sind aber nach dem Gesagten alle Ansätze, die zu kleineren Einheiten bei vertretbaren Kosten je Abfalleinheit führen, unter dem Aspekt von speziellem Interesse, daß auf diese Weise ein Teil der Verantwortlichkeit wieder an kleinere Einheiten zurückgegeben werden könnte, wo sie weniger leicht nach dem St. Florians-Prinzip herumgeschoben werden kann.

410. Wenn wegen der geringeren Kosten größerer Einrichtungen eine (teilweise) übergeordnete Beseitigungspflicht etwa durch den Kreis festgelegt wird (Abschn. 4.6.7) und eine Gemeinde nur für die Sammlung des Abfalls bei den privaten Haushalten und Unternehmen verantwortlich ist, dann sind insgesamt auf drei Ebenen Anreize in einer abgestimmten Weise erforderlich, um das Abfallaufkommen zu verringern:

- Die beseitigungspflichtige Gebietskörperschaft muß den „richtigen" Deponiepreis setzen, der nicht nur die laufenden, sondern auch mögliche Folgekosten deckt. Zusätzliche Probleme können entstehen, wenn über die Deponiegebühren gleichzeitig die Kosten einer erforderlichen Altlastensanierung gedeckt werden sollen. In diesem Fall ist dann die rechtliche Zulässigkeit zu prüfen, weil Gebühren nicht über einen Kostendeckungsgrad von 100% hinausgehen dürfen, so daß möglicherweise die Kosten für die Sanierung von Altlasten nicht vollständig auf diese Weise gedeckt werden können (SRU, 1989, Kap. 6). Als Bemessungsgrundlage für die Deponiegebühr, die bei den anliefernden Kommunen oder Selbstanlieferern erhoben wird, sollte der Restmüll, d. h. der Gesamtmüll abzüglich verwertbar angelieferter Stoffe (Wertstoffe) gelten, nicht dagegen der Gesamtmüll oder gar ein Einwohnergleichwert.
- Da jede Gemeinde aus politischen Gründen bestrebt sein wird, ihren Bürgern geringe Müllgebühren aufzuerlegen, wird sie bei einem solchen Abfallwirtschaftskonzept das Sammelsystem so organisieren, daß die auf den Bürger umzulegenden Kosten möglichst niedrig sind. Folglich besteht für die Gemeinde ein Anreizsystem, die verwertbaren Hausmüllfraktionen getrennt zu sammeln (Abschn. 4.5.3, 5.1.2, 5.1.6).
- Ein solches Anreizsystem mit entsprechenden organisatorischen Getrenntsammlungskonzepten ist die Voraussetzung dafür, daß die privaten Haushalte und Gewerbebetriebe ihre Abfälle getrennt sammeln und den letztlich zu beseitigenden Restmüll gering halten können. Ihre Bereitschaft dazu wird geweckt und verstärkt, wenn nicht nur von den anliefernden Gemeinden, sondern auch von den privaten Haushalten und den gewerblichen Selbstanlieferern die Müllgebühren nach dem anfallenden Restmüll (Tz. 405) erhoben würden.

  Möglichen Bedenken, daß eine solche Ausrichtung der Müllgebühren zu wilden Ablagerungen

oder zu versteckten Ablagerungen im Sperrmüll oder in Glascontainern durch die privaten Haushalte führe, könnte man durch den Appell an das Umweltbewußtsein, durch ein Angebot attraktiver Trenn- und Sammelsysteme und schließlich durch schärfere Sanktionen (die inzwischen in der Bevölkerung auf Verständnis stoßen dürften) begegnen. Zusätzlich wäre daran zu denken, freiwillige Bemühungen der Bürger um Abfallvermeidung und -verwertung, z. B. durch gewisse Entgelte bei der Anlieferung von Wertstoffen zu honorieren.

Diese Maßnahmen müßten Bestandteil von Abfallwirtschaftskonzepten sein, die insbesondere auf der kommunalen Ebene (Kreis und Gemeinden) zu erarbeiten sind. Sinnvolle Ergänzungen würden gebührenpolitische Maßnahmen (Clip-System, Tz. 922) sowie Absatzstrategien zur Vermarktung von Verwertungsprodukten oder Sekundärrohstoffen darstellen. Da von Gemeinde zu Gemeinde unterschiedliche Voraussetzungen und Bedingungen bestehen (man denke etwa an unterschiedliche Verwertungsmöglichkeiten des Komposts in ländlichen gegenüber städtischen Gebieten), sind solche Konzepte jeweils gemeindespezifisch zu entwickeln.

Darüber hinaus sind Maßnahmen zu treffen, die bei den Herstellern ansetzen und zur Reduzierung des Hausmülls führen. Hier sind insbesondere die Verpackungsprobleme (z. B. notwendige Erhöhung des Mehrweganteils usw.) und Anreize zu Produktänderungen (z. B. Verlängerung der Lebensdauer, Materialbeschaffenheit, leichtere Verwertbarkeit usw.) zu nennen. Weiterhin ist parallel dazu eine umfassendere Informationspolitik erforderlich, die auf den Beitrag jedes einzelnen zur Lösung der Abfallprobleme hinweist und individuelle Abfallvermeidungsstrategien aufzeigt.

Der Rat empfiehlt weiterhin, als unterstützenden Bestandteil der kommunalen Abfallwirtschaftskonzepte Änderungen in der Gebührenpolitik vorzunehmen. Eine Neuausrichtung der finanziellen Anreize, die im Hausmüllbereich bisher vorwiegend auf Pro-Kopf-Zahlungen orientiert sind, könnte in Richtung des gewünschten Verhaltens der privaten Haushalte wirken. Diese Anreize müßten am umweltpolitischen Teil, dem Restmüll, ansetzen und von dort in Richtung auf verstärkte Vermeidung und Verwertung wirken.

Für den Restmüll der privaten Haushalte werden Wertmarkensysteme (Clip-Systeme usw.) erprobt und könnten vergleichsweise gut geeignet sein. Auch eine Verwiegung am Müllfahrzeug ist möglich, hat aber nicht den gleichen finanziellen Demonstrationseffekt, weil die Einsparung sich erst am Ende des Abrechnungszeitraums ergibt. Wertmarken besitzen wahrscheinlich Vorteile aufgrund der Tatsache, daß über den geldlichen Aufwand vorweg zu entscheiden ist. Wenn — was wegen des Vermeidungs- und Verwertungsanreizes unabdingbar ist — der Beitrag spürbar ist und beispielsweise DM 20 je üblicher Mülltonne beträgt, so müßte darin sicherlich ein Anreiz zu Verhaltensänderungen liegen, weil vor jedem Aufkleben die alternativen Verwendungsmöglichkeiten eines solchen Betrages vor Augen stehen.

Eine solche finanzielle Anreizmaßnahme kann aber nur in die richtige Richtung wirken, wenn einige flankierende Maßnahmen ergriffen werden:

- Kinderreiche und/oder sozial schwache Familien könnten von einer solchen Maßnahme besonders stark betroffen werden. In diesem Falle wäre daran zu denken, diesen Familien pro Jahr eine Globalsumme zurückzuüberweisen. Hierin könnte man die typische Kombination von anreizfördernder Ausgabe und für den Anreiz unschädlicher globaler Überweisung sehen; eine solche Kombination hat der Rat im Fall der — ganz anders gearteten — Stickstoffabgabe (SRU, 1985, Abschn. 5.7.4) schon einmal vorgeschlagen.
- In größeren Häusern und damit insbesondere in Großstädten müßten, soweit inzwischen Großcontainer aufgestellt worden sind, wieder haushaltsbezogene Tonnen eingeführt werden.
- Um das „wilde" Ablagern zu unterbinden, sind gegebenenfalls die Strafen für „Umweltsünder" zu erhöhen und ihre Durchsetzung zu verstärken. Die zunehmende Empfindlichkeit der Bevölkerung gegenüber derartigen Umweltbelastungen könnte im übrigen fast ausreichen, um solche Verhaltensweisen nicht (wieder) einreißen zu lassen.
- Eine solche Maßnahme ist nur sinnvoll, wenn sie mit vielfältigen Angeboten zum getrennten Sammeln bzw. zur Mehrfachnutzung verbunden ist. Wenn man bei dem heute vielfach praktizierten Bringsystem bleibt, besteht die Gefahr, daß Teile des Restmülls in dafür nicht bestimmte Verwertungscontainer gesteckt werden. Hierzu wäre, abgesehen von einer juristischen „Bewehrung" der Verwertung daran zu denken, die Container verstärkt an Stellen mit größerer sozialer Kontrolle, z. B. in Recyclinghöfen, aufzustellen bzw. konsequent auf Holsysteme überzugehen.

411. Insgesamt kann festgestellt werden, daß in diesem Bereich des Zusammenwirkens von öffentlichem und privatem Sektor noch zu wenig getan wird, um über geeignete Konzepte eine vorsorgende Abfallwirtschaftspolitik zu organisieren. Vielmehr hat es den Anschein, daß immer noch beseitigungsorientierte Konzepte vorherrschen, die trotz knapper werdender Beseitigungskapazität nicht bei der Entstehung des Abfallaufkommens ansetzen, sondern auf der Annahme eines kaum zu beeinflussenden Abfallaufkommens basieren. Aus diesem Grunde sollen im folgenden Abschnitt über die ökonomische Betrachtung der einzelnen Stufen der Abfallwirtschaft verstärkt Strategien und Typen von Maßnahmen erörtert werden, die Inhalt einer vorsorgenden Abfallwirtschaftspolitik sein könnten (Abschn. 2.4.4; Kap. 4.6).

2.4.3 Abfallvermeidung, -verwertung und -beseitigung in ökonomischer Sicht

2.4.3.1 Abfallvermeidung

412. Bei einer gesamtwirtschaftlichen Betrachtungsweise des Systems Abfallwirtschaft ist stets zu bedenken, daß alle den Umweltmedien Luft, Wasser und Boden entnommenen Materialien und Rohstoffe diesen irgendwann, wenngleich in unter Umständen veränderten Proportionen, wieder zugeführt werden müssen (Tz. 15f., 80ff.). Ein Weg zur Verringerung der zu beseitigenden Abfallmenge liegt darin, die entnommene Rohstoffmenge zu vermindern. Das kann etwa dadurch geschehen, daß je Einheit des Rohstoffs im Produktionsprozeß mehr Güter im wirtschaftlichen Sinne hergestellt werden. Des weiteren kann man auf einen geringeren Abfallanteil je produziertem Gut und auf eine längere Lebensdauer der Güter hinarbeiten (FLEISCHER, 1990).

In allen diesen Fällen wird Abfall vermieden. Diese Abfallvermeidung kann zum einen über die Verringerung der Gesamtmenge an Abfall und zum anderen über die Vermeidung bestimmter Arten von Abfällen erfolgen. Hier soll zunächst der erste Fall erörtert werden.

Verminderung der Abfallmengen

413. Abfallvermeidungsmaßnahmen werden im Unternehmensbereich in der Regel nicht völlig freiwillig erfolgen, denn dazu müßten sie mit Kostenersparnissen verbunden sein und wären dann vermutlich schon vorher realisiert worden. Es wird also zumeist eines umweltpolitischen Drucks bedürfen, um Abfallvermeidung zu erreichen. Richtung und jeweiliges Ausmaß des Drucks müssen sich unter ökonomischen Aspekten dann aber im Unternehmenssektor differenziert auswirken können, wenn das umweltpolitische Ziel nicht mit unnötig hohen Kosten erreicht werden soll:

— Die in Tabelle 2.4.1 dargestellte unterschiedliche Nähe zum Markterlös legt einen Druck dort nahe, wo am ehesten ein (wenn auch geringer) Markterlös zu erwarten ist.

— Ein ohnehin erforderlicher Wechsel des Produktionsverfahrens, eines Maschinentyps, Betriebsstoffs usw., erlaubt oft mit geringen Zusatzkosten, Abfall nach Menge und/oder Gefährlichkeitsgrad zu reduzieren.

— Bei gegebener Technologie und gegebener Nähe eines Abfalls zum Markterlös differieren die Anpassungskosten für eine Abfallvermeidung vermutlich sehr stark zwischen Betriebsgrößen, Branchen und schließlich Einzelbetrieben.

414. Mit Blick auf diese und ähnliche Einflußgrößen erscheint es höchst unwahrscheinlich, daß ein am Einzelbetrieb oder gar an der Einzelanlage ansetzender Versuch, ein Vermeidungsgebot durchzusetzen, zu ökonomisch sinnvollen und unter volkswirtschaftlicher Gesamtsicht vertretbaren Ergebnissen führen wird (Tz. 224). Vielmehr sind möglichst umfassende instrumentelle Ansatzpunkte zu wählen — insbesondere soweit es um das Mengenproblem beim Abfall geht —, damit die Anpassungen sich nach ökonomischen Bestimmungsgrößen verteilen können.

415. Während im Unternehmenssektor somit Kostengesichtspunkte eine besondere Bedeutung für die Abfallvermeidung besitzen, dürften im Bereich der privaten Haushalte im Regelfall nur durch freiwillige Vermeidungsanstrengungen bzw. durch spürbare Hausmüllgebühren Verminderungen im Abfallaufkommen zu erreichen sein. Umweltbewußte Konsumenten verzichten oft auf aufwendige Verpackungen oder kaufen langlebige Güter, wenngleich insgesamt die Gestaltungsmöglichkeiten durch das Marktangebot begrenzt sind. Daher sind die Produzenten und Händler aufgerufen, ein Marktangebot zur Verfügung zu stellen, das dem Verbraucher ermöglicht, durch umweltbewußte Auswahl Abfälle zu vermeiden.

Diese Maßnahmen sind allerdings nur von geringem Einfluß auf die Abfallmengen und von daher durch vorsorgende administrative Regelungen zu unterstützen. Solche auf der Unternehmensebene einzusetzenden Instrumente (Abschn. 4.6.5) sind vorzuziehen, da sie bereits im Bereich der Abfallentstehung wirken können und nicht erst nachträglich über Verwertungsmaßnahmen die zu beseitigende Abfallmenge verringern.

Unterstützend zur Gebührenpolitik sind in jedem Falle Beratungsmaßnahmen notwendig, die insbesondere die privaten Haushalte über Möglichkeiten informieren, mit denen sie die Abfallmengen reduzieren können. In diesem Bereich scheint noch ein erheblicher Informationsbedarf vorhanden zu sein, der ein hohes Abfallvermeidungspotential beinhaltet (Abschn. 4.6.6).

416. Einen geringen Beitrag zur Abfallvermeidung dürfte die produktive und die konsumtive Verwendung längerlebiger Güter erzielen. Im Unternehmensbereich hängt die wirtschaftliche Nutzungsdauer vielfach weniger von den Materialeigenschaften von Maschinen als vielmehr von der technischen Entwicklung ab. Wenn eine langlebige Maschine aufgrund der technischen Fortentwicklung veraltet ist, würde ihr weiterer Einsatz mit Wettbewerbsnachteilen verbunden sein. Im Bereich der privaten Haushalte ist, nicht zuletzt aufgrund des Anstiegs der privaten Einkommen, bei den meisten Gebrauchsgütern ein Trend zur Beschaffung längerlebiger Produkte (etwa Heizung, Hausgeräte, Warmwasserbereitung) vorhanden. Allerdings sind hierbei Modeeinflüsse nicht zu vernachlässigen. Die Bereitschaft zum Erwerb langlebiger Konsumgüter ist gering, wenn sie dem Besitzer nur kurzfristig Nutzen bringen. In diesem Zusammenhang wird deutlich, daß eine weitgehende Abfallvermeidung stets auf einem gesellschaftlichen Konsens über die Abwägung mit der Güterversorgung beruhen muß, also kein allein umweltpolitisches Problem darstellt (BACCINI und BRUNNER, 1990).

417. Wenn selektive Maßnahmen zur Verminderung der Abfallmenge nicht angemessen erscheinen, so ist zu fragen, wie eine Umweltpolitik vorzugehen

hat, die sich eine deutliche Abfallvermeidung zum Ziel gesetzt hat. Die beiden Ansatzpunkte, die man sich zunächst für eine verstärkte Strategie der Abfallvermeidung vorstellen kann, sind die Rohstoffpreise und die Abfallbeseitigungskosten.

Steigende Rohstoffpreise führen, wie nicht zuletzt die Erdölpreiserhöhungen gezeigt haben, zu verstärkten Anstrengungen, den Einsatz der verteuerten Rohstoffe im Produktionsprozeß zu vermindern, was zu einer entsprechenden Reduzierung der auf diesen Rohstoffen basierenden Abfälle führt. Als Mittel einer globalen Abfallmengenpolitik dürfte sich dieses Instrument aber weniger eignen, da es, auf die Spitze getrieben, letztlich auf eine Reduzierung der Produktion überhaupt hinausliefe.

Erfolgversprechender für eine globale Politik der Abfallvermeidung dürfte somit die direkte Verteuerung der Abfallbeseitigung (Abschn. 2.4.4) sein, die das Gegenstück zum Anknüpfen an die Emission in Luft und Wasser darstellt. Sie bietet unter Kostengesichtspunkten für die Unternehmen einen Anreiz, die Produktionsprozesse dergestalt umzustellen, daß eine Vermeidung von Abfällen erzielt wird. Möglich erscheinen hierbei nicht nur Änderungen bei Produkten oder im Produktionsverfahren, sondern ebenso Verminderungen im Rohstoffeinsatz und die Verwendung von Rohstoffen, die einer Wiederverwertung zugeführt werden können.

Vermeidung schädlicher Abfälle

418. Neben der mit der globalen Abfallmenge verbundenen Abfallproblematik, die etwa an den Standortproblemen normaler Deponien und Müllverbrennungsanlagen zu erkennen ist, sind schädliche Abfälle (unter Umständen nicht nur Sondermüll) gesondert zu betrachten. Bei einigen besonders umweltschädlichen (z. B. hochgiftigen) Stoffen, die ohne Vorsorgemaßnahmen sonst im Abfall auftreten würden, dürften allein ordnungsrechtliche Instrumente angebracht sein, die bei diesen Stoffen oder einigen ihrer Verwendungen ansetzen. Im übrigen sind zur Vermeidung schädlicher Abfälle sowohl Abgaben als auch erhöhte Beseitigungskosten geeignet (Abschn. 4.6.3). Aus der Abgabenproblematik wird an dieser Stelle nur der Aspekt der Grundstoffbesteuerung genauer betrachtet.

419. In diesem Zusammenhang könnte man etwa an die Besteuerung von abfallseitig umweltschädlichen Grundstoffen denken, die eine erhöhte Ersetzung der umweltschädlichen durch umweltfreundlichere Grundstoffe zur Folge hätte und gezielt zu einer Verminderung der umweltschädlichen Abfälle führen würde. Auch hier erscheinen jedoch die Lösungswege einer Abfallvermeidungspolitik mit Hilfe von Rohstoffpreisen problematischer als Lösungen über eine Erhöhung der Abfallbeseitigungskosten. Eine künstliche Verknappung des Rohstoffeinsatzes durch eine Besteuerung, die zudem mit erheblichem Verwaltungsaufwand verbunden ist, dürfte nur dann zu einer Abfallvermeidung führen, wenn es sich bei den besteuerten Rohstoffen um substituierbare Produktionsfaktoren handelt bzw. wenn durch die Kostenerhöhung der Absatz zurückgeht. Genau zu prüfen ist dann aber die Gefahr, daß die Substitution der besteuerten Rohstoffe zum Einsatz von Stoffen führt, deren Umweltschädlichkeit noch höher bzw. noch gar nicht einzuschätzen ist. Überdies sind bei der Besteuerung der umweltschädlichen Rohstoffe zum einen die Anpassungsreaktionen der Unternehmen oft nicht vorherzusehen, und zum anderen dürften Schwierigkeiten bei einer nach dem Schädlichkeitsgrad der hervorgerufenen Abfälle differenzierten Steuerfestsetzung auftreten.

420. Hingegen lassen sich die Abfallbeseitigungspreise ohne weiteres nach der Schädlichkeit der Abfälle differenzieren, wie dies mit der Unterscheidung zwischen beispielsweise Haus- und Sondermüll ansatzweise geschieht und im Bereich der Sonderabfallbeseitigung häufig erfolgt. Voraussetzung ist eine bessere Überprüfung der Zusammensetzung der angelieferten Abfälle, die sich aber ohnehin nicht vermeiden lassen wird (Tz. 942, 1180 — 1183). Da das vorrangige Ziel der Abfallwirtschaft wohl in der Vermeidung besonders umweltschädlicher Abfälle besteht, ist eine pauschale Verteuerung jeglicher Abfallbeseitigung mit Fehlallokationen verbunden, wenn die Bemessungsgrundlage der Beseitigungsgebühren nicht auch an der Schädlichkeit, sondern — mit Blick auf das globale Mengenproblem — nur am Abfallvolumen, Gewicht oder einfach am Behältervolumen orientiert wird. Aufgrund dieser unzureichenden Kostenzurechnung bei den besonders schädlichen Abfällen erfolgt ein zu hoher Einsatz der Stoffe, die schädliche Abfälle mit sich bringen.

2.4.3.2 Abfallverwertung

421. Verwertungsmaßnahmen können zwar letztlich nicht verhindern, daß der Erde entnommene Materialmengen irgendwann als zu deponierender Abfall anfallen, durch eine Streckung ihrer Nutzungsdauer ist jedoch durchaus eine Abfallverminderung pro Zeiteinheit zu erreichen. Inwieweit eine Verwertung von Produktions oder Konsumrückständen einzel- oder gesamtwirtschaftlich lohnend ist, hängt von verschiedenen Faktoren ab (HECHT, 1988):

- Höhe der Wiederbeschaffungspreise von Rohstoffen
- Höhe der Abfallbeseitigungskosten
- Nachfrageentwicklung sowie
- Sammel-, Aufbereitungs- und Vermarktungskosten.

Die Verwertung von Produktionsrückständen ist dann lohnend, wenn ein Markterlös (oder eine entsprechende interne Kostenersparnis bei der Verwertung im Prozeß selbst) vorhanden ist, der aber nicht die entstandenen Kosten deckt (Tab. 2.4.1). Würde es sich nicht um ein Kuppelprodukt handeln, hätte das Unternehmen die Produktion also bereits aufgegeben; so aber besteht bei einem rentablen Hauptprodukt weiterhin ein Anreiz, auch das nicht rentable Kuppelprodukt entstehen zu lassen.

422. Der so umschriebene Mechanismus hat auch ohne Umweltpolitik immer schon bestanden. Er kann aber durch umweltpolitische Maßnahmen verstärkt werden, indem Produkte, die bisher nicht verwertet werden, nunmehr zur Verwertung statt in die Beseitigung gelangen. Dazu kann man entweder die Beseitigungskosten erhöhen, die Kosten des Produkts erhöhen (z. B. durch ein Pfand oder eine andere Abgabe) oder eine Nachfrage nach dem sonst beseitigten Produktionsrückstand schaffen und so eine Verwertung induzieren.

423. Eine Erhöhung der Beseitigungskosten kann einen Unternehmer dazu veranlassen, eine Verwertung im eigenen Betrieb anzustreben, solange deren Kosten unter den — nunmehr erhöhten — Beseitigungskosten liegen. Kann er das selbst nicht realisieren, wird er bereit sein, die Verwertung in anderen Betrieben zu bezuschussen, solange der Zuschuß die Beseitigungskosten unterschreitet. Insofern wären beispielsweise in Abfallbörsen auch solche vom Produzenten bezuschußte Stoffe aufzunehmen.

Ein Nachfrager nach — sonst beseitigten — Produktionsrückständen wird sich finden, wenn Markterlöse für die Verwertungsprodukte zu erwarten sind, die über den gesamten Sammel-, Aufbereitungs- und Vermarktungskosten liegen. Dafür müssen jedoch einige Bedingungen gegeben sein (HECHT, 1988).

424. Für den externen Verwerter ist auf der einen Seite ein kontinuierlicher Zufluß von verwertbarem Material erforderlich, um bestehende Produktionskapazitäten gleichmäßig auslasten zu können. Dieser kontinuierliche Zufluß ist neben dem Preis, zu dem der Verwerter Sekundärrohstoffe annimmt, auch von der Produktionstechnologie der Lieferanten und der Einsammelorganisation bei privaten Haushalten abhängig. Wenn Unternehmen aufgrund von Kostengesichtspunkten Anstrengungen unternehmen, das Abfallaufkommen und damit auch den Abfall von wiederverwertbarem Material zu reduzieren, kann dies dem Interesse der Verwertungsunternehmen zuwiderlaufen. Deswegen dürfte ein Abnehmer gewisse Garantien dafür fordern, daß er auf Dauer kontinuierlich mit verwertbaren Stoffen beliefert wird. Kurzfristige Schwankungen wird er dagegen durch Lagerhaltung ausgleichen können (Tz. 887).

Auf der anderen Seite muß jedoch ein dauerhafter Absatz gesichert sein, damit für die Verwertungsunternehmen ein Produktionsanreiz bestehen bleibt. Hierfür spielt auch die Preisentwicklung eine Rolle. Diese ist gerade bei verwertbaren Stoffen starken Schwankungen unterworfen, die auch von den internationalen Interdependenzen der Verwertungsunternehmen herrühren. Daher wäre eine gezielte Ermittlung und längerfristige Prognose der Märkte für Verwertungsprodukte für dieses umweltpolitische Anliegen besonders wichtig, wobei zu berücksichtigen ist, daß aufgrund strikter umweltpolitischer Maßnahmen die Produktion bestimmter verwertbarer Stoffe und Produkte zurückgehen kann.

425. Die Absatzmöglichkeiten von Verwertungsprodukten hängen nicht nur davon ab, inwieweit es gelingt, Primärrohstoffe oder -produkte zu substituieren, sondern in starkem Umfang auch davon, in welchem Maße die Marktakzeptanz auch dort zu erreichen ist, wo völlig neue Märkte erschlossen werden müssen. Die Marktakzeptanz wird um so höher sein, je weniger Produkte oder Stoffe verwertet werden, da man zuerst die qualitätsmäßig besten Abfälle zur Verwertung einsetzen wird. Je mehr Produkte oder Stoffe man in der Verwertung einzusetzen versucht, sei es über steigende Mengen oder über immer weitere zur Verwertung herangezogene Abfallarten, desto stärker dürfte die Qualität des Verwertungsproduktes abnehmen.

In diesem Zusammenhang kommt es besonders auf die Initiative von Unternehmen an, die sich am Markt der möglichen Abnehmer orientieren und danach die Verwertungsproduktion ausrichten. So ist die Marktakzeptanz nur dann zu erreichen, wenn die Verwertung aus Abnehmersicht vorgenommen wird. Der Unternehmer wird den Absatzmarkt analysieren, daraufhin eine Produktion planen und dann erst mit möglichen Zulieferanten von verwertbaren Abfällen (sei es von anderen Unternehmen oder aus Kommunen) über seine benötigten Abfallarten nach Art, Menge und Reinheitsgrad verhandeln. In gleicher Weise müßten auch Kommunen vorgehen, die erst nach Absatzmöglichkeiten für ihre Abfallarten zu suchen haben, bevor sie entsprechende Trenn- und Sammelsysteme zur Verfügung stellen (BUNDE, 1989).

Hier könnte einiges dafür sprechen, die Hausmüllbeseitigung stärker in die Hand von privaten Entsorgern zu legen, die aufgrund ihrer größeren Marktorientierung eher Anreize zu einer verstärkten Abfallverwertung setzen dürften als kommunale Entsorger.

426. In diese Richtung zielt auch das seit Anfang 1990 vorgeschlagene Modell einer „dualen Abfallwirtschaft" (LAMBSDORFF, 1990), das eine Trennung der kommunalen Abfallwirtschaft in eine private Wertstofferfassung und eine öffentlich-rechtliche Restmüllentsorgung vorsieht (Tz. 861). Ökonomisch ist daran interessant, daß die notwendigen finanziellen Mittel durch eine Umlage der Kosten auf die als Wertstoffe verwertbaren Konsumgüter erhoben und in einem von der Wirtschaft einzurichtenden Fonds verwaltet werden sollen und daß dadurch die Betriebe weitgehend unabhängig von unternehmerischen Risikoüberlegungen und von den Schwankungen der Preise für Sekundärrohstoffe und Verwertungsprodukte arbeiten könnten. Darüber hinaus soll von der Einrichtung des Fonds ein Druck auf den Handel, die Konsumgüter- und Verpackungsindustrie ausgehen, sich zu beteiligen, und es sollen Anreize zur Entwicklung verwertungsfreundlicher Erzeugnisse sowie zum Aufbau neuer Absatzmärkte geschaffen werden. Schließlich ist der Vorteil des Konzepts vor allem darin zu sehen, daß Private durch ihre stärkere Marktorientierung eher in der Lage sind, zum einen kostengünstige Lösungen in der Abfallentsorgung anzubieten und auf diesem Wege die Wertstoffsammlung voranzutreiben und zum anderen Druck auf die — ebenfalls privaten — Anbieter schwer verwertbarer Produkte auszuüben, diese nach Abfallgesichtspunkten zu modifizieren. Bei einem Erfolg eines solchen Systems können branchen-, stoff- oder güterspezifische Maßnahmen des Ordnungsrechts, die den Dispositionsspielraum der betroffenen Wirtschaftszweige stark

beschneiden und finanziell wahrscheinlich weit stärker belasten würden, vermieden werden.

427. Über den Vorschlag einer dualen Abfallwirtschaft hinausgehend wäre weiterhin zu prüfen, ob einige der Umsetzungsprobleme bei der Verwertung nicht dadurch zu umgehen sind, daß die gesamte Abfallbeseitigung in die private Verantwortung gelegt wird. Wenn ein privater Entsorger des kommunalen Hausmülls gleichzeitig die Verfügungsgewalt über Deponien besitzen würde, könnten hier entstehende Kapazitätsengpässe oder vorgeschriebene hohe Gebühren (Tz. 446) direkter und schneller in gezielte Maßnahmen zur vorgelagerten Abfallverwertung umgesetzt werden, um die Auffüllung der Deponie herauszuzögern. Das gleiche gilt für die Sonderabfallentsorgung, wo sich erhebliche private Aktivitäten entwickelt haben und wo eine private Verwertung — in guter Kenntnis der potentiellen privaten Abnehmer und ihrer speziellen Bedürfnisse — die hier besonders knappen Deponie- und Verbrennungskapazitäten schonen helfen könnte. Art und Umfang der privaten Sonderabfallentsorgung haben in der jüngeren Vergangenheit deutlich zugenommen, wobei vermehrt auch der Bereich der Verwertung Beachtung findet.

Wo die besonderen Vorteile einer privaten Verwertung liegen könnten, sei am Beispiel der Kompostierung von Abfällen aufgezeigt. Eine ihrer größten Schwierigkeiten für eine Kompostierungsstrategie liegt darin, die produzierten Komposte abzusetzen (Abschn. 5.2.8.8). Befürchtete Schwermetallgehalte, Glassplitter oder spät entdeckter Besatz mit Unkrautsamen reduzieren den Absatz, auch wenn er als kostenlose Abgabe erfolgt, auf vielleicht nur einen Versuch jedes Empfängers. Andererseits gibt es einen ausgebauten Industriezweig (mit zumeist Markenartikeln) für Komposterden, Bodenverbesserer usw., der einen festen Abnehmerkreis hat. Der Unterschied liegt darin, daß ein am Markt orientierter Anbieter die Produkte strikt an den Kundenwünschen ausrichtet, dementsprechend produziert und, was hier besonders wichtig ist, mit Blick darauf schon die Ausgangsmaterialien einkauft.

Tritt nun eine kommunale Institution offen oder auch nur erkennbar als Anbieter auf, so vermutet der potentielle Abnehmer zu Recht, daß stärker das „Loswerden" von Abfall als das „Anbieten" von Kompost den Antrieb bildet und wird sich zurückhalten. Die ökonomische Konsequenz müßte sein, daß ein im Zweifelsfall privater eigenständiger Kompostproduzent eingeschaltet wird, dem zwar grundsätzlich die — vielleicht auch aus den Müllgebühren subventionierte — Aufgabe zufällt, Abfall durch Kompostierung zu vermeiden, der aber in der Annahme bzw. Nichtannahme der zu kompostierenden Stoffe völlig frei ist und aus dem Blickwinkel der Abnehmer des Komposts entscheidet. Diese werden am ehesten positiv reagieren, wenn ein eingeführtes Markenartikelunternehmen diese Aufgabe übernimmt und sie nach seinen Verfahren der Qualitätssicherung ausführt.

428. Im Bereich der Verwertungswirtschaft insgesamt muß zum einen verhindert werden, daß falsche Anreize gesetzt werden, die einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft entgegenstehen. So können etwa dauerhafte Subventionierungsmaßnahmen zugunsten einer Reststoffverwertung teure Lösungen am Leben erhalten, wo in vielen Fällen konsequentere Abfallvermeidungsmaßnahmen billiger und sinnvoller wären. Als Beispiel ist etwa der Rohstoff Glas zu nennen. Hier ist eine Subventionierung der Verwertung von Einwegflaschen als verfehlt anzusehen, wenn nicht in genügendem Maße versucht worden ist, den Anteil von Mehrwegflaschen zu erhöhen und dieser Weg als der ökonomisch bessere angesehen wird. Zum anderen sind positive Anreize zu setzen, die für Verwertungsmaßnahmen innerhalb des eigenen Unternehmens sorgen können.

429. Insgesamt gilt für den Prozeß der Verwertung, daß eine interne Verwertung im Unternehmen einfacher organisierbar erscheint als eine externe Verwertung, auch wenn nur eine begrenzte Anzahl von Rohstoffen für eine Verwertung im eigenen Produktionsprozeß in Frage kommt. Die Hauptgründe hierfür liegen zum einen in der Tatsache, daß die Unternehmen eine eigene Rohstoffpolitik durchführen, und zum anderen darin, daß sie aufgrund der Kenntnisse der eigenen Produktionsprozesse sichere Planungs- und Informationsgrundlagen hinsichtlich zukünftig benötigter Rohstoffe und anfallender Sekundärrohstoffe besitzen. Schwierigkeiten dürfte es allerdings für kleinere und mittlere Unternehmen mit einer Vielzahl von Produkten geben, da sie nur selten in der Lage sein werden, viele Verwertungsmaßnahmen gleichzeitig durchzuführen.

Bei einer externen Verwertung von Sekundärrohstoffen durch Verwertungsunternehmen erhöht sich zwar die Möglichkeit der Durchführung ökonomisch sinnvoller Verwertungsmaßnahmen infolge größerer Mengen verwertbaren Materials, doch ist dieser Vorteil auch mit einer größeren Unsicherheit im Hinblick auf die zu erwartenden Handlungen der verschiedenen Akteure im Verwertungsprozeß verbunden. In diesem Bereich existieren mehr oder weniger stark ausgeprägte technische, ökonomische sowie organisatorische Interdependenzen zwischen Herstellern, Händlern, Transporteuren, Konsumenten sowie Verwertern, deren Organisation nur schwer durch staatliche Vorschriften oder Eingriffe zu beeinflussen ist (KABELITZ, 1979).

430. Wenn sich auf privater Grundlage keine Verwertung entwickelt, sollte die öffentliche Hand durch die Schaffung von Anreizen eingreifen, wobei jedoch zu bedenken ist, daß die Privaten immer dann zu Aktivitäten bereit sind, wenn es für sie lohnend ist. Ein Anlaß für ein Eingreifen der öffentlichen Hand wäre somit nur dann gegeben, wenn die private Initiative aufgrund eines Auseinanderklaffens von privaten und sozialen Erträgen unterbleibt.

In diesem Bereich werden zukünftig neue Wege zu beschreiten sein. Wenn unter heutigen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen bei Produktionsabfällen eine Verwertungsquote von bis zu 40% im Durchschnitt und bei Hausmüll durch die Getrenntsammlung verwertbarer Fraktionen eine Volumenreduktion von ebenfalls 40% erreichbar scheinen (Abschn. 5.1.2.4 und 5.1.2.5), dürften diese Quoten jedoch nur erzielt oder gar übertroffen werden können, wenn sie durch staatliche Maßnahmen angestoßen oder unterstützt werden, bis sie sich gegebenenfalls wirtschaftlich tragen. So könnte man daran denken, daß beseitigungspflichtige öffentliche Körperschaften zur Einsparung hoher Beseitigungskosten durch „Anschubsubventionen" gesteigerte Verwertungsquoten initiieren. Hierbei ist allerdings die Gefahr einer dauerhaften Subventionierung gegeben. Selbst sie könnte sich unter dem isolierten Aspekt der Budgetkosten vielleicht lohnen, unterliegt aber wie jede Dauersubventionierung der Gefahr, daß Begehrlichkeiten ge-

weckt und Gruppeninteressen verfestigt werden, die einen Übergang in eine auch privat rentierliche Verwertung nicht suchen lassen, solange eben die — fehlenden — Einnahmen aus dem Budget gedeckt werden. Sehr viel günstiger sind ökonomisch demgegenüber die Vermeidungsanteile zu beurteilen, die im privaten Sektor aufgrund erhöhter Beseitigungskosten erzielt werden.

2.4.3.3 Abfallbeseitigung

431. Lediglich wenn die Kosten einer internen oder externen Verwertung von Produktionsrückständen höher sind als die Abfallbeseitigungskosten, handelt es sich sowohl einzelwirtschaftlich als auch gesamtwirtschaftlich gesehen um Abfall, der beseitigt werden muß (Tz. 402). Bei der Erörterung der Abfallbeseitigung in ökonomischer Sicht kann es nicht darum gehen, Kosten verschiedener Abfallbeseitigungsverfahren zu analysieren und zu vergleichen (Kap. 5.4 und 5.5), sondern vielmehr darum, Bestimmungsgrößen für eine ökonomisch effiziente Abfallbeseitigung zu betrachten und gleichzeitig Ansatzpunkte im Bereich der Abfallbeseitigung aufzuzeigen, die auf die vorgelagerten Stufen der Abfallvermeidung und -verwertung zurückwirken können.

432. Als Verfahren der Abfallbeseitigung spielen vor allem das Verbrennen und das Deponieren von Abfällen eine Rolle. Die unter Kostengesichtspunkten wichtigsten Bestimmungsfaktoren der Abfallbeseitigung sind Sammel- und Transportkosten, Investitions und Betriebskosten sowie Bodenkosten. Die Sammel- und Transportkosten hängen nicht nur von der Sammelhäufigkeit und der Größe des einbezogenen Gebietes ab, sondern insbesondere auch von dem unterschiedlichen Grad der Mülltrennung. Eine weitgehende Aussortierung besonders schädlicher Abfallarten wird zwar die Sammel- und Transportkosten deutlich erhöhen, dürfte andererseits aber mit niedrigeren Folgekosten bei der — letztlich erforderlichen — Beseitigung verbunden sein. Diese Beseitigungskosten werden beeinflußt durch:

- die Kapazität der Anlage
- den Standort der Anlage und
- das Beseitigungsniveau der Anlage (BÖKEMANN, 1964).

Letzteres drückt die Fähigkeit einer Anlage aus, das Volumen und/oder die Schädlichkeit von Abfällen zu verringern. Das Beseitigungsniveau wiederum hängt von den Möglichkeiten und Anstrengungen ab, eine weitgehende Sortierung und somit Verringerung des letztlich zu beseitigenden Abfalls vorzunehmen. So dürfte etwa das Beseitigungsniveau einer Abfallverbrennungsanlage mit Reststoffdeponie höher zu veranschlagen sein als das einer Deponie ohne vorangehende Verbrennung.

Allerdings sind dabei gegenläufige Kostenentwicklungen zu berücksichtigen. Ein hohes Beseitigungsniveau erfordert höhere Investitions- und Betriebskosten, denen jedoch geringere Kosten für die Ablagerung und mögliche Markterlöse nach einer Aussortierung verwertbarer Reststoffe gegenüberstehen. Bei einer Verbrennung der Abfälle sind zusätzlich die Erlöse aus der Energieerzeugung zu berücksichtigen.

433. Die Standortverteilung der Abfallbeseitigungsanlagen, wie sie etwa in regionalisierten Abfallbeseitigungsplänen zum Ausdruck kommt, muß auch nach ökonomischen Gesichtspunkten sehr differenziert vorgenommen werden (zu den räumlichen Aspekten vgl. HECHT, 1988). Grundsätzlich sollte unter Transportkostenaspekten die jeweilige Anlage möglichst nahe am Schwerpunkt des Abfallaufkommens errichtet werden. Im Falle der Deponie etwa stehen der aufkommensnahen Anlagenerrichtung jedoch auch oft Bedenken entgegen. In Ballungsgebieten werden für die Deponierung hohe Bodenkosten relevant, da hier mehrere Flächennutzungsansprüche wie Wohnen, Arbeit, Freizeit und Verkehr miteinander konkurrieren. Außerdem kann die Situation eintreten, daß in Ballungsgebieten keine entsprechenden Standortmöglichkeiten vorhanden sind, so daß auf Ballungsrandzonen oder ländliche Gebiete ausgewichen werden muß, wobei dann ein Optimum aus Grundstücks- und Transportkosten gefunden werden muß, wenn unter ökologischen Gesichtspunkten gleichgeeignete Standorte miteinander verglichen werden.

434. Auch bei Abfallverbrennungsanlagen gelten ähnliche Überlegungen. Der Standort sollte innerhalb eines Einzugsgebietes so ausgewählt werden, daß die Summe aus Sammel-, Transport- und Beseitigungskosten minimiert wird (BICK et al., 1984). Als zusätzliche Entscheidungsgröße ist zu berücksichtigen, daß die in der Anlage erzeugte Energie als Fernwärme oder Strom möglichst verbrauchernah anfallen sollte. Doch auch hier können nicht allein ökonomische Gründe die Bestimmungsgröße für die Entscheidung über die Art der Abfallbeseitigung und den Standort der jeweiligen Anlage sein. Die Schadstoffemissionen aus Verbrennungsanlagen können unter Umständen der Errichtung einer Anlage in Ballungsgebieten entgegenstehen, wenn diese zusätzlichen Emissionen zu einer Überschreitung der Immissionsgrenzwerte im Einzugsbereich der Anlage führen könnten. Darüber hinaus sind die verschiedenen Strategien unter dem Aspekt der Lastpakete vergleichend zu bewerten (Abschn. 2.1.3).

435. Die Kapazität einer Anlage beeinflußt sowohl die Transport- als auch die Betriebskosten. Größere Kapazitäten benötigen einen größeren Einzugsbereich und haben damit steigende Transportkosten zur Folge. Andererseits ermöglicht eine größere Kapazität die Nutzung von Kostendegressionsvorteilen. Eine wirtschaftliche Nutzung setzt einen Mindestanfall an Müll voraus. Die Region, in der diese Mindestabfallmenge anfällt, kann nicht allgemein bestimmt werden, sondern ist eine Funktion der Abfallart. Fallen auf besondere Art zu beseitigende Abfälle in einzelnen Regionen nur in geringen Mengen an, so ist eventuell ein sehr großer Einzugsbereich erforderlich. Den damit verbundenen hohen Transportkosten kann durch die Errichtung von Sammelstellen und Behandlungsanlagen entgegengewirkt werden. Dadurch kann zum einen eine bessere mengenmäßige Auslastung der Transportgefäße erreicht, zum anderen können die Abfälle in Behandlungsanlagen derart behandelt werden, daß die Teile isoliert werden, die einer gesonderten Behandlung zugeführt werden müssen.

436. Beseitigungsanlagen für spezielle Abfälle, die unter umweltpolitischen Gesichtspunkten ohnehin

vorzuziehen sind, können aus ökonomischer Sicht dann vorteilhaft sein, wenn durch die abfallartgerechte Gestaltung die Beseitigung kostengünstiger erfolgen kann als in einer Anlage, die bei gleichem Beseitigungsniveau für die Beseitigung verschiedener Abfallarten eingerichtet sein muß. Andererseits sind damit aber höhere Transport- und Sortierungskosten verbunden. Monodeponien bieten zusätzlich den Vorteil, daß bei zukünftiger Rohstoffverknappung oder der Entwicklung neuer Produktionsverfahren auf Basis bisheriger Abfälle auf den Inhalt dieser Deponien zurückgegriffen werden kann.

437. Wenn in einer Region mit zukünftigen Kapazitätsengpässen zu rechnen ist, so ist diesen durch Schaffung von Reservekapazitäten, Ausweichen auf andere Regionen oder durch eine Verringerung des Abfallaufkommens zu begegnen. Eine ungezielte Schaffung von Reservekapazitäten dürfte in den meisten Fällen ökonomisch nicht sinnvoll sein. Auch wenn z. B. nur kurzfristige Engpässe vorliegen, bringen die Reservekapazitäten dauerhafte Kostenbelastungen mit sich. Ebenso sollte ein Ausweichen in eine andere Region oder das Ausland lediglich eine kurzfristige Übergangslösung darstellen (Kap. 2.5). Zum einen müssen die Transportkosten berücksichtigt werden, und zum anderen sollten die Anreize zur Abfallvermeidung in der Region verbleiben, in der die Abfälle anfallen; dies ist im übrigen auch für die erwähnten überregionalen Spezialisierungen bei der Abfallbeseitigung natürlich einschränkend zu bedenken. Bei dauerhaften Kapazitätsengpässen sind neue Lösungen zu suchen, die etwa in der Ausweitung der bestehenden oder der Errichtung einer neuen Anlage bestehen. Dauerhafte Kapazitätsengpässe können auch aus der bloßen Abgrenzung von Abfallregionen resultieren. Einmal festgelegte Gebiete dürfen nicht als dauerhaft angesehen werden, da aufgrund von intra- und interregionalen Wanderungen sowohl von Produktionsstätten als auch von Haushaltungen die Abfallschwerpunkte sich langfristig verlagern (TIETZ, 1986).

438. Um die Abfallexporte in andere Staaten zu verringern, sind erhebliche Investitionen zur Schaffung neuer Beseitigungskapazitäten notwendig. Diese zusätzlichen Anlagen werden, weil sie grundsätzlich dem neuesten Stand der Technik zu entsprechen haben, erhebliche Kostensteigerungen für die Abfallbeseitigung bedeuten. Wenn diese Kostensteigerungen die volkswirtschaftliche Knappheit immer noch nicht genügend widerspiegeln, müssen gleichzeitig instrumentelle Maßnahmen ergriffen werden, die über eine weitere Verteuerung der Beseitigung Anpassungsreaktionen zur Verminderung der Abfallmengen auf den vorgelagerten Stufen der Abfallwirtschaft bewirken. Hier dürfte insbesondere die Deponieabgabe ein geeignetes Instrument sein, um entsprechende Reaktionen hervorzurufen (Tz. 447).

2.4.3.4 Zusammenfassende Bewertung

439. Angesichts der Problematik auf dem Gebiet der Abfallbeseitigung, die nicht nur im Bereich der Altlasten, sondern auch bei den Schwierigkeiten deutlich wird, die mit dem Ausweisen neuer Deponieflächen und einer sicheren Ablagerung etwa von Sonderabfällen zusammenhängen, muß die bisher geringe Beachtung erstaunen, die die Ökonomie diesem Umweltbereich zuteil werden ließ. Diese geringe Beachtung dürfte in gewisser Weise darauf zurückzuführen sein, daß die Abfallbeseitigungskapazitäten lange Zeit nicht knapp waren bzw. nicht als knapp angesehen wurden. Das hatte zur Folge, daß von dieser Seite keine Impulse auf die Verringerung der Abfallmengen ausgingen. Erst mit knapper werdenden Entsorgungskapazitäten und den auftretenden Altlastenproblemen wurde deutlich, daß die Kosten der Abfallbeseitigung zu niedrig waren, da nicht alle Folgekosten berücksichtigt wurden; entsprechend werden die zukünftigen Kosten der Schaffung neuer Beseitigungsanlagen zunehmen.

Von daher muß sich die Umweltpolitik stärker an vorsorgenden Abfallwirtschaftsmaßnahmen ausrichten. In der Regel besteht ein Vorrang der Vermeidung und Verwertung vor der Beseitigung. Während in den Umweltbereichen Luft oder Wasser Vorsorgepolitik über den Stand der Technik Eingang in die Gesetzgebung gefunden hat, ist die Sachlage im Bereich der Abfallwirtschaft komplexer. Hier kann es nicht Ziel der Politik sein, lediglich den Stand der Technik bei der Beseitigung durchzusetzen, da damit das Abfallaufkommen als gegeben angesehen würde. Vielmehr ist es dringend notwendig, bereits auf vorgelagerten Stufen die Abfallentstehung zu verringern.

Eine möglichst frühzeitige Berücksichtigung auch der Folgekosten der Produktions- und Konsumprozesse dürfte zu einer erheblichen Verringerung der gesamtwirtschaftlichen Kosten führen. Das jetzige Anreizsystem zur Abfallverminderung führt nach Ansicht des Rates häufig zu ökonomisch ineffizienten Ergebnissen. Eine Umweltpolitik, die nicht die langfristige Knappheit an Beseitigungsmöglichkeiten, sondern lediglich die kurzfristigen Kosten der Abfallbeseitigung berücksichtigt (die zudem oft, wie das Beispiel der Altlastensanierung zeigt, nicht die Folgekosten etwa einer Deponierung einbeziehen), bürdet die zusätzlich entstehenden Kosten der Allgemeinheit auf. Demgegenüber wird eine Abfallwirtschaftspolitik, die dem Verursacher, und zwar Unternehmen wie privaten Haushalten, die gesamten Kosten der Abfallbeseitigung anlastet, von vornherein zu verstärkten Bemühungen der Abfallvermeidung und -verwertung führen und entsprechend die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Abfallbeseitigung verringern.

2.4.4 Besonderheiten des Abfallbereichs unter dem Aspekt instrumenteller Ansatzpunkte

2.4.4.1 Zur „Philosophie“ einer Instrumentierung im Abfallbereich

440. Um umweltpolitischen Problemen der Abfallwirtschaft zu begegnen, erscheint es nicht als zweckmäßig, bei allen Elementen der Abfallentstehung und -behandlung in gleicher, intensiver, alles umfassender Weise vorzugehen. Das Ergebnis eines solchen Vorgehens würde darin bestehen, alle abfallnahen Bereiche der gesamten Produktion und Konsumtion

mit einem umfassenden System von Abgaben, Auflagen usw. zu überziehen. Ein solches Verfahren würde letztlich in eine weitgehende Produktions- und Konsumlenkung einmünden. Unter einer solchen „Philosophie" würde letztlich das gesamte System der Produktion und Konsumtion vornehmlich unter dem Aspekt der Abfallwirtschaft gesehen, was ökonomisch eine Verkehrung der Verhältnisse bedeuten würde. Zweck des Wirtschaftens ist die Produktion mit dem daraus resultierenden Konsum, und umweltpolitisch einschränkende Bedingung ist die abfallwirtschaftliche Verträglichkeit, die auch bei Produktion und Konsum zu berücksichtigen ist und auch dort staatliche Eingriffe rechtfertigt.

Die Aufgabe der Abfallwirtschaftspolitik ist es vielmehr, Prioritäten zu setzen, d. h. die Umweltpolitik im Abfallbereich muß sich auf einzelne Problemfelder konzentrieren. Hierzu gehören neben dem eher übergreifenden Mengenaspekt besonders störende Stoffe, für die Abfallwirtschaft besonders problematische Produkte usw. Auf die einzelnen identifizierten Problemfelder ist dann das entsprechende hierauf zugeschnittene Instrumentarium anzuwenden.

441. Ein Vorbild für die Suche nach der adäquaten Vorgehensweise könnte die angestrebte Stabilisierung und Ausdehnung der Mehrwegsysteme sein. Über eine längere Diskussionsphase wurde hier ein abfallwirtschaftlicher Problembereich identifiziert. Es wurde zunächst ein weiches Instrument versucht, die Kooperation über Absprachen, die in anderen Fällen den gewünschten Erfolg erbracht hat. Während dieser Phase wurde die Dringlichkeit des Problems politisch so intensiv diskutiert, daß sowohl in der Bevölkerung als auch in der Wirtschaft der Druck auf eine effektive Lösung hin verstanden wurde. Als dann nach dem Scheitern der Kooperationsversuche die Pfandlösung politisch in den Vordergrund rückte, war dies von der Kenntnis der Materie her problemlos und stieß auch nicht auf unüberwindliche Akzeptanzschwierigkeiten; hätte nicht gerade die Änderung des Abfallgesetzes hier eine Lösung geboten, so wäre auch ein gesondertes Gesetz sicherlich zum Zuge gekommen. Analog zu dieser Herangehensweise könnten einzelne für die Abfallwirtschaft besonders problematische Stoffe oder Produkte identifiziert werden, für die nach einer entsprechenden Diskussion dann ein ordnungsrechtliches Instrument, aber auch eine gesonderte Abgabe denkbar wird.

2.4.4.2 Abfall im Vergleich zu den Bereichen Luft und Wasser: die besondere Rolle der Deponiegebühr

442. Spezielle Instrumente der Abfallwirtschaft werden weiter unten an verschiedenen Stellen des Gutachtens behandelt. Hier soll lediglich herausgearbeitet werden, daß in ökonomischer Sicht die Ansatzpunkte für Instrumente generell im Abfallbereich etwas anders zu sehen sind als etwa in den Bereichen Luft und Wasser.

Bei der Betrachtung der einzel- und gesamtwirtschaftlichen Abfallentstehung könnte man denken, daß instrumentelle Ansatzpunkte in allen Bereichen der Abfallwirtschaft, d. h. bei der Abfallvermeidung, Abfallverwertung und der Abfallbeseitigung, gleichermaßen zu suchen seien. Aus den Erfahrungen der Luftreinhalte- und der Gewässerschutzpolitik würde man zudem vermuten, daß die Ansatzpunkte auch im Abfallbereich immer unmittelbar beim Emittenten zu suchen seien und sodann die Diskussion um Auflagen versus ökonomische Anreizinstrumente entsprechend hierauf übertragbar wäre.

Hingegen ist insbesondere im Bereich der Luftreinhaltung, wo diese Instrumentendiskussion vorwiegend geführt wurde, der unmittelbare Ansatz beim Emittenten nicht zuletzt deshalb erforderlich, weil das aufnehmende Medium Luft de facto nicht in der vollen technisch-organisatorischen Verfügbarkeit der öffentlichen Hand liegt. Hier ist insbesondere an die Einleitung aus diffusen Quellen und an Immissionen zu denken, die von Emittenten (insbesondere ausländischen) herrühren, die nicht den jeweiligen Rechtsvorschriften unterliegen.

443. Im Bereich der Abfallwirtschaft liegt eine andere Situation vor. Zwar tritt ein Teil des Abfalls durch Verbrennung, Pyrolyse oder ähnlichem in Form von Wärme und Emissionen in die Luft über, aber für den heute noch größten Teil des Abfalls ist das aufnehmende Medium primär der Boden; weitere Emissionen in Luft und insbesondere Wasser gehen dann — eher sekundär — von diesem Teil des Bodens aus. Der für die Aufnahme von Abfall vorgesehene Deponieraum war aber größtenteils immer schon und ist heute ganz überwiegend in der unmittelbaren öffentlichen Kontrolle, im Sinne auch des technischen Zugriffs auf das Medium selbst. Eine Ausnahme bilden wilde Ablagerungen sowie werkseigene Deponien, bei denen eine öffentliche Kontrolle nur schwer und mit großem Aufwand durchführbar erscheint.

Der Bereich des Wassers liegt zwischen der Luft- und Abfallproblematik. Da das Abwasser von Direkteinleitern genau erfaßt werden kann und teilweise auch bei Indirekteinleitern mittels Rohr, Kanal usw. ermittelbar erscheint, ist eine Kontrolle und ein entsprechender instrumenteller Ansatz bei den Emittenten leichter durchführbar als im Luftbereich.

444. Für den Bereich der Abfallwirtschaft lassen sich insbesondere folgende instrumentelle Ansatzpunkte denken. Während in bezug auf stark umweltschädliche Produktionsrückstände und Produkte ordnungsrechtliche Instrumente wie Ge- und Verbote unabdingbar erscheinen, sollten bei den weniger umweltschädlichen Abfallstoffen, anders als z. B. im Luftbereich, reglementierende Eingriffe bei den einzelnen Unternehmen oder in das Verhältnis von Unternehmen und privaten Haushalten (Produktionsabfälle versus Hausmüll) eher zurücktreten. Hier dürfte es erfolgversprechender sein, Einfluß über die Verknappung von Abfallbeseitigungsmöglichkeiten zu nehmen. Allerdings sind bei dieser Strategie mögliche negative Effekte wie falsche Deklaration oder illegale Ablagerungen zu berücksichtigen, und ihnen ist mit entsprechenden Instrumenten entgegenzuwirken. Grundsätzlich jedoch eröffnet sich hiermit die Möglichkeit, durch ein voll kontrolliertes Knapphalten des aufnehmenden Mediums die Abfallbeseitigung zu erschweren und hierdurch Druck in Richtung auf ver-

mehrte Abfallvermeidung und Abfallverwertung auszuüben.

445. Dazu sind zwei Wege möglich: die quantitative Verknappung und die Verknappung über den Preis. Die quantitative Verknappung könnte etwa dergestalt ausgerichtet sein, daß eine Gesamtmenge an Lizenzen festgelegt wird, eventuell noch nach den wirtschaftlichen Sektoren gestaffelt. Durch die quantitative Verknappung der Beseitigungsmöglichkeiten würde die öffentliche Hand Einfluß auf die industriellen Produzenten nehmen. So könnte sich für die auf Abfallbeseitigung letztlich angewiesenen Sektoren der Wirtschaft aus einer vorgegebenen quantitativen Begrenzung der Beseitigungsmöglichkeiten die Gefahr einer völligen Blockade ihrer wirtschaftlichen Entwicklung oder auch nur Erhaltung ergeben.

446. Schon von daher, aber auch mit Blick auf die durch den Preis abtastbare Dringlichkeit der Abfallbeseitigung, ist die Lösung über den Preis, d. h. beispielsweise über die Deponiegebühren, unbedingt vorzuziehen. Unter Deponiegebühren (oder allgemein Beseitigungsgebühren) sind in ökonomischer Sicht auch die Kosten der vorgeschalteten Verbrennung einzubeziehen. Bei einer Lösung über den Deponiepreis sind allerdings einige Schwierigkeiten zu beachten. Zum einen liegt die Gebührenhoheit nicht bei den Ländern, sondern bei den beseitigungspflichtigen Gebietskörperschaften, die eine Deponie betreiben oder bei privaten Betreibern. Dabei sind insbesondere die Gebietskörperschaften an die Obergrenze der 100%igen Kostendeckung gebunden, die sich in den meisten Fällen an den Kosten der Deponierung ausrichtet. Zukünftige Folgekosten, die mit der Altlastensanierung zusammenhängen, dürften vielfach vernachlässigt worden sein.

Zum anderen bedeutet die Ausrichtung der Deponiegebühren allein an den reinen Beseitigungskosten, daß Opportunitätskosten, die etwa mit der volkswirtschaftlichen Knappheit an Deponieflächen im Zusammenhang stehen, unberücksichtigt bleiben. In diesem Sinne sollten bundesweite bzw. über Länderabsprachen oder zumindest über Landesgesetze Regelungen getroffen werden, die einmal diese Knappheit von Deponieflächen einbeziehen und zum anderen andere Kostenfaktoren, wie z. B. Erhöhung der Anforderungen an die Deponierung, Forschungs- und Entwicklungsmaßnahmen zur Verbesserung des Standes der Deponietechnik, ebenso bei der Festlegung der Deponiegebühren heranziehen.

447. Über diese Gebührenanpassung hinaus erscheint eine Deponieabgabe als zweckmäßig, um zusätzliche Anreize zur Abfallverminderung zu setzen (FABER, 1988). Bei der Ausgestaltung der Abgabe sollte eine allgemeine völlig einheitliche Abgabe ebensowenig angestrebt werden wie für alle einzelnen Stoffe geltende spezielle Abgaben. Eine breite, für alle Abfallarten einheitliche Abgabe wird dem unterschiedlichen Schadstoffgehalt zu wenig Rechnung tragen. Auf der anderen Seite würde eine große Zahl verschiedener Abgaben verlangen, daß genaue Kenntnisse über die jeweiligen Schadstoffwirkungen sowie über mögliche Substitutionen vorliegen, so daß es leicht zu allokativen Verzerrungen kommen kann. Abgesehen davon ist eine solche Abgabenerhebung nur mit erheblichem administrativen Aufwand durchzuführen.

Die bessere Lösung dürfte eine nach einer Reihe verschiedener Abfallkategorien gestaffelte Abgabe sein. So könnten die Abgabensätze getrennt für Hausmüll, Bauschutt, Sperrmüll und einige Sonderabfallarten usw. festgelegt werden, wobei die bei dieser Festsetzung heranzuziehenden Kriterien vorher intensiv zu diskutieren wären. So erscheint es nicht gerechtfertigt, daß die Bauschuttgebühren erheblich niedriger sind als die allgemeinen Abfallgebühren, da Bauschutt zumindest in gleicher Weise den knappen Deponieraum beansprucht (Abschn. 5.5.2.1). Dieses Argument gilt um so mehr, als bei Bauschutt, Bodenaushub usw. günstige technische Bedingungen zur Verwertung vorliegen.

448. Eine solche Preislösung wäre im Abfallbereich leichter zu handhaben, als etwa die für die Bereiche Luft und Wasser vorgeschlagenen Lösungen, die immer eine Kontrolle beim Emittenten erforderlich machen, während die „Eingangskontrolle" beim aufnehmenden Medium Deponieboden in der Regel einfacher ist; allerdings kann es bei problematischen Produktionsrückständen erforderlich sein, die Kontrolle im Unternehmen selbst durchzuführen (Tz. 1182f.). Probleme treten allerdings durch wilde Deponierung, falsche Deklarierung und unerwünschten Export der Abfälle auf, die daher entsprechend verschärften gesetzlichen Regelungen und Sanktionen unterliegen sollten.

449. Es sollte jedoch nicht übersehen werden, daß insbesondere im Unternehmenssektor einige Möglichkeiten bestehen, diesen Anreizmechanismus außer Kraft zu setzen. Zum einen könnte die erhöhte Deponiegebühr bzw. die Abfallabgabe auf den Produktionspreis aufgeschlagen werden, so daß die zusätzlichen Kosten im Falle einer voll unelastischen Nachfrage auf den Verbraucher überwälzt werden, ohne daß ein Abfallaufkommen verringert wird. Zum anderen könnte bei einer Verteuerung der Abfallbeseitigung bei Sonderabfällen das Unternehmen die zusätzlichen Kosten durch eine Überwälzung auf andere Produkte ausgleichen, ohne daß die Nachfrage des Produkts, das für die Sonderabfälle verantwortlich ist, vermindert wird (Schrägwälzung). Diese Argumente betreffen aber zum einen nur ausgewählte Bereiche, manchmal auch nur einzelne Unternehmen. Zum anderen gelten sie nur über einen kurzen Zeitraum. Auf Dauer bedeuten hohe Deponiegebühren, daß zusätzliche Vermeidungs- und Verwertungswege lohnend werden, und diese Anreize werden auf Dauer auch bei den genannten Überwälzungsmöglichkeiten wirksam werden, weil sie zu einer Kostenentlastung und — bei vielleicht nicht gesenktem Preis — zu einer Gewinnerhöhung führen.

450. Neben der Erhöhung der Deponierungskosten sollte der Staat aber auch positive Anreize in den Bereichen der Vermeidung und der Verwertung setzen. Hier wäre an die gezielte Unterstützung von Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten vor allem bei privaten Unternehmen zu denken. Diese Maßnahme könnte dort von umweltpolitischem Vorteil sein, wo aufgrund geringer Rentabilität Investitionen, die den umwelttechnischen Fortschritt beschleunigen, anson-

sten unterbleiben würden. Entsprechend könnten in jenen Unternehmen, die zwar über entsprechende technische Möglichkeiten verfügen, aber eine gesetzliche Vorschrift abwarten, durch gezielte Maßnahmen die Anpassungszeiten verringert werden.

451. Insgesamt gesehen wäre es unter dem Blickwinkel dieser andersartigen instrumentellen Ansatzpunkte im Abfallbereich bedauerlich, wenn in der Abfallwirtschaftspolitik von vornherein eine auf Einzelanlagen und ihre Abfallproduktion bezogene Vermeidungsphilosophie Platz greifen würde, wie sie für den Bereich der Luft durch das Bundes-Immissionsschutzgesetz nicht ohne Erfolg praktiziert wurde. Verwertungs- und Vermeidungsgebote bei Einzelanlagen nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG bergen die Gefahr einer Fehlallokation von Umweltschutzpotentialen in sich, wenn für jede einzelne Unternehmung zu stark und detailliert festgelegt würde, in welchem Ausmaß im Bereich der einzelnen Anlage vermieden bzw. verwertet werden muß. Bei einem derartigen Ansatz müßten nämlich, um eine in der gesamten Volkswirtschaft optimale Strategie zu verfolgen, der über diese Anlage Entscheidende eigentlich für sich allein die Abwägung darüber treffen,

— wie knapp Deponieraum überregional insgesamt ist und

— wie dringlich die Beseitigungsnotwendigkeit bei dieser Anlage gegenüber anderen Anlagen, gegenüber den Haushaltsabfällen usw. ist.

Immerhin ist § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG ein notwendiger gesetzlicher Ansatzpunkt für den Fall, daß der Betreiber einer Anlage eindeutig technisch mögliche und zumutbare Maßnahmen der Vermeidung oder Verwertung von Reststoffen nicht durchführt.

Ein Knappheitsanzeiger „Deponiepreis" als zentrales Instrument würde demgegenüber die Ressource Deponie an diejenigen verteilen, deren Entsorgung am dringlichsten und am wenigsten vermeidbar ist, auch und nicht zuletzt in der Gegenüberstellung von Produktionsabfällen und Hausmüll.

2.5 Internationale Aspekte der Abfallwirtschaft

452. Abfallwirtschaftliche Entscheidungen in der Bundesrepublik Deutschland erlangen in steigendem Maße auch internationale Dimensionen. Dies gilt im Hinblick auf die wachsende Verflechtung der autonomen Volkswirtschaften innerhalb der EG in erster Linie im Verhältnis zu den Mitgliedstaaten der Gemeinschaft. Grenzüberschreitende Abfallentsorgung besitzt aber auch darüber hinaus eine weltweite Dimension. Dieser Aspekt darf auch dann nicht vernachlässigt werden, wenn durch die gesamtdeutsche Entwicklung und den Binnenmarkt '92 der EG die umweltpolitische Aufmerksamkeit stärker als bisher in Anspruch genommen wird. Gerade das letztgenannte Problem verlangt von den Akteuren der Umweltpolitik, in weltweiter Verantwortung zu denken, auch wenn ein anstehendes Problem die Bundesrepublik nicht direkt betrifft.

2.5.1 Bewertung grenzüberschreitender Abfallbeseitigung

2.5.1.1 Zunehmende Bedeutung grenzüberschreitender Abfallbewegungen

453. Anlaß für eine Beschäftigung mit der grenzüberschreitenden Abfallbeseitigung ist zum einen der Umstand, daß dieser Entsorgungsweg möglicherweise weltweit an Bedeutung gewinnt (von LERSNER, 1989). Zum anderen steht aber auch die Glaubwürdigkeit einer inländischen Abfallpolitik zur Diskussion, die in immer stärkerem Maße Abfallprobleme über den Export zu bewältigen sucht. Besorgnis muß nicht nur die vergangene Entwicklung bei den bundesdeutschen Abfallexporten hervorrufen, sondern auch die Tatsache, daß sowohl infolge der steigenden Anforderungen als auch aufgrund sich zuspitzender Kapazitätsengpässe im Inland ein zunehmender Problemdruck zu erwarten ist. 1986 wurden bereits etwa 2,7 Mio. t Abfälle aus der Bundesrepublik in andere Staaten exportiert und davon etwa 750 000 t in Staaten der Europäischen Gemeinschaft; im Jahre 1988 stieg die Gesamtmenge des exportierten Abfalls auf etwa 3,2 Mio. t an, woran Siedlungsabfälle einen Anteil von etwa 2,1 Mio. t ausmachten (Abb. 2.5.1). Bei Sonderabfällen ist zwar ein Rückgang der statistisch ausgewiesenen Exporte eingetreten. Er erklärt sich aber hauptsächlich durch die Beendigung der Verbrennung auf Hoher See, und mittelfristig ist daher auch hier, wie der sprunghafte Anstieg der Exporte nach Frankreich zeigt (Tab. 2.5.1), mit einer weiteren Erhöhung des Exportvolumens zu rechnen.

454. Erhöhte und steigende Anforderungen in der Bundesrepublik lassen es fast unausweichlich erscheinen, daß eine verstärkte Suche nach ausländischen Beseitigungskapazitäten erfolgen wird. Neben den negativen Auswirkungen, die für die inländischen Bemühungen zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen und zum Aufbau ausreichender Beseitigungskapazitäten zu erwarten sind, müssen die bisher unzureichenden rechtlichen Regelungen und Überwachungsmöglichkeiten in vielen Empfängerländern sowie die lückenhafte Kontrolle der grenzüberschreitenden Abfallbewegungen bedenklich stimmen.

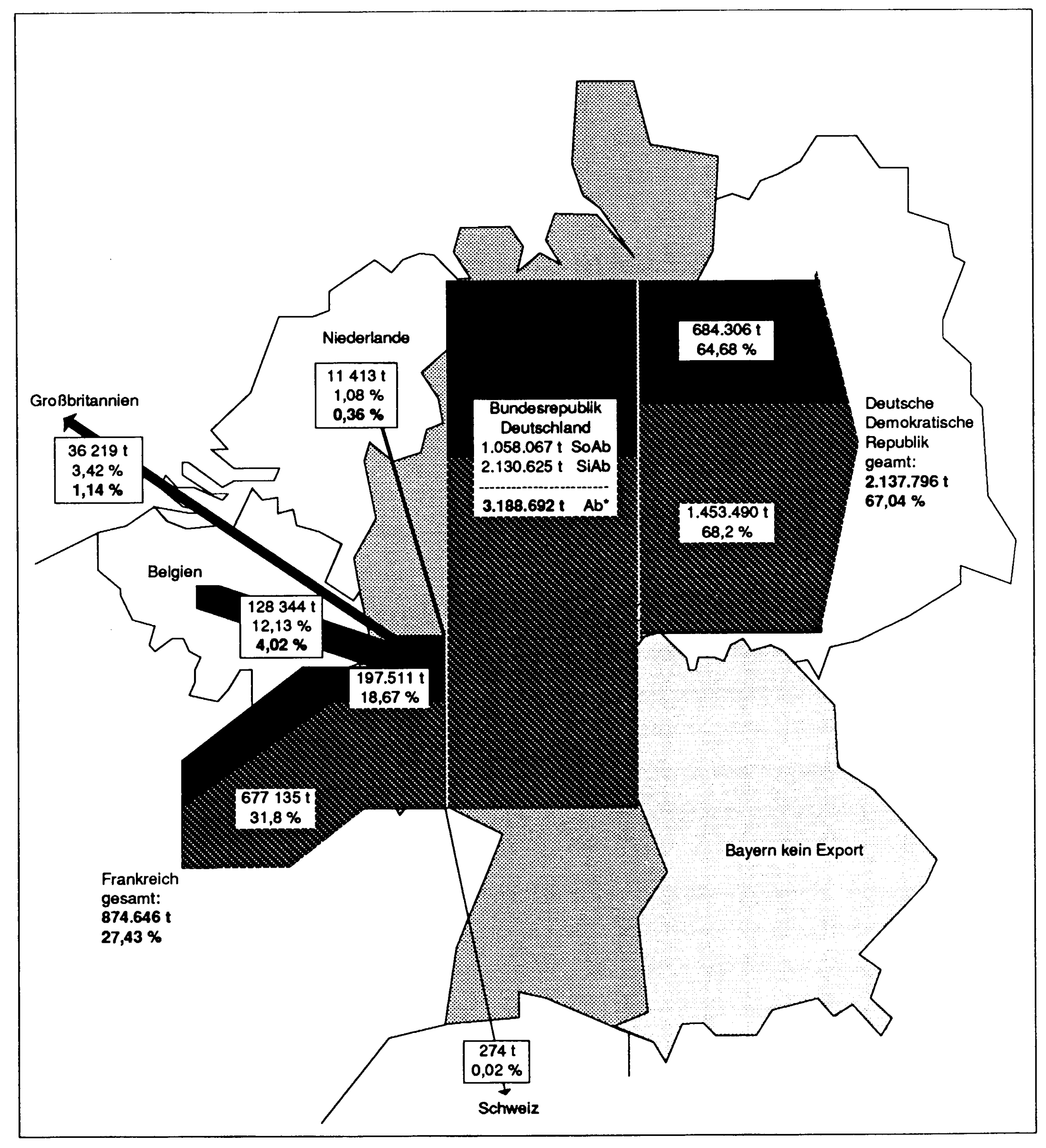
455. Von den Möglichkeiten des Exportes von Sonderabfällen machen die Bundesländer sehr unterschiedlich Gebrauch (Abb. 2.5.2), so daß seine Erschwerung die Länder der Bundesrepublik in ganz unterschiedlichem Maße treffen würde. Den einen Extremfall — ohne Abfallexport — bildet Bayern, wogegen Baden-Württemberg in besonderem Maße von ihm abhängt.

456. Die Bedeutung grenzüberschreitender Abfallbewegungen nimmt nicht nur aufgrund ihrer quantitativen Steigerung zu. In verstärktem Maße sind auch qualitative Aspekte zu berücksichtigen, die mit einer möglichen Verwertbarkeit der Abfälle zusammenhängen. So nehmen z. B. die Abfallströme zu, bei denen in der Bundesrepublik eine Verwertung zu teuer, im Ausland dagegen wegen geringerer Kosten noch rentabel ist. Dieser Kostenunterschied ist zum einen auf niedrigere Anforderungen im Ausland, z. B. an Verwertungsprodukte, und geringere allgemeine Kosten (etwa geringere Lohnkosten beim Sortieraufwand) und zum anderen auf die höheren Anforderungen an die bundesdeutsche Umwelttechnik auch bei der Verwertung zurückzuführen. Eine generelle Beurteilung dieses Tatbestandes erscheint hier nicht möglich, da jeweils für den Einzelfall geprüft werden müßte, ob negative Auswirkungen für die in- oder ausländischen Verwertungsbemühungen gegeben sind.

457. Neben der veränderten Verwertungssituation kann man zunehmend beobachten, daß die geänderte Zusammensetzung der Güterströme zwischen den Staaten direkte Auswirkungen auf die jeweilige Abfallsituation hat. Im Zuge einer geänderten internationalen Arbeitsteilung, die in der Regel eine Folge des höheren wirtschaftlichen Entwicklungsstandes ist, kauft die Bundesrepublik mehr aufgearbeitete Rohstoffe, also beispielsweise weniger Erze und mehr Halbzeug. Zum einen verbleiben auf diese Weise zunehmend Produktionsabfälle im Ausland. Zum anderen werden dadurch die Verwertungsmöglichkeiten für solche Metalle im Inland begrenzt, so daß der Schrott verstärkt dorthin exportiert werden muß, wo Erze weiterhin verarbeitet werden; zugleich eröffnen sich dadurch Verwertungsspielräume in Ländern, die höhere Assimilationskapazitäten besitzen und in denen die Anforderungen an den Input von Stoffen und an Produkte (auch Verwertungsprodukte) allgemein oft niedriger sind als in der Bundesrepublik.

Abbildung 2.5.1

Export von Siedlungsabfällen aus der Bundesrepublik Deutschland 1988



Die Werte in „Fettdruck“ beziehen sich auf das gesamte Abfallaufkommen.

Quelle: SRU, 1990, nach Bundestags-Drucksache 11/6134

Tabelle 2.5.1

Grenzüberschreitende Beseitigung von Sonderabfällen 1982, 1983, 1986 und 1988 nach Ländern in t

Bundesrepublik	1982[1])		1983[2])		1986[3])		1988[4])	
	Export	Import	Export	Import	Export	Import	Export	Import
Belgien	7 682	3 776	917 300*	1 600	32 128	?	128 344	?
Dänemark	—	1 133	—	700	?	?	—	?
DDR	139 779	—	345 600	—	845 103	?	684 306	?
Frankreich	20 375	4 765	21 500	4 900	250 105	?	197 511	?
Großbritannien	—	369	?	?	500	?	36 219	?
Italien	2 380	53	4 100	400	—	?	—	?
Luxemburg	—	48	—	100	—	?	—	?
Niederlande	365	15 791	1 900	13 400	4 495	?	11 413	?
Österreich	980	516	1 700	400	—	?	—	?
Schweden	—	827	—	800	—	?	—	?
Schweiz	9 114	11 526	11 100	10 900	8 000	?	274	?
Insgesamt	180 615	39 715	1 303 200	33 200	1 140 331	?	1 058 067	?

* durch Hohe-See-Verbringung (Antwerpen)
— kein Ex- bzw. Import von Abfällen
? keine Angaben erhältlich
[1]) BMI, Umwelt, 1985, S. 17
[2]) UBA, 1986, S. 420
[3]) BT-Drucksache 11/2171
[4]) BT-Drucksache 11/6134
Quelle: SRU, 1990, eigene Zusammenstellung

2.5.1.2 Ursachen der grenzüberschreitenden Abfallbeseitigung und hieraus resultierende Fragen

458. Die meisten grenzüberschreitenden Abfallbewegungen dürften auf die unterschiedlichen Beseitigungskosten (Kostenaspekt) und/oder die Tatsache zurückzuführen sein, daß es im Abfallexportland versäumt worden ist, rechtzeitig ausreichende und den jeweiligen Abfallstoffen entsprechende Abfallbeseitigungsmöglichkeiten zu schaffen (Kapazitätsaspekt).

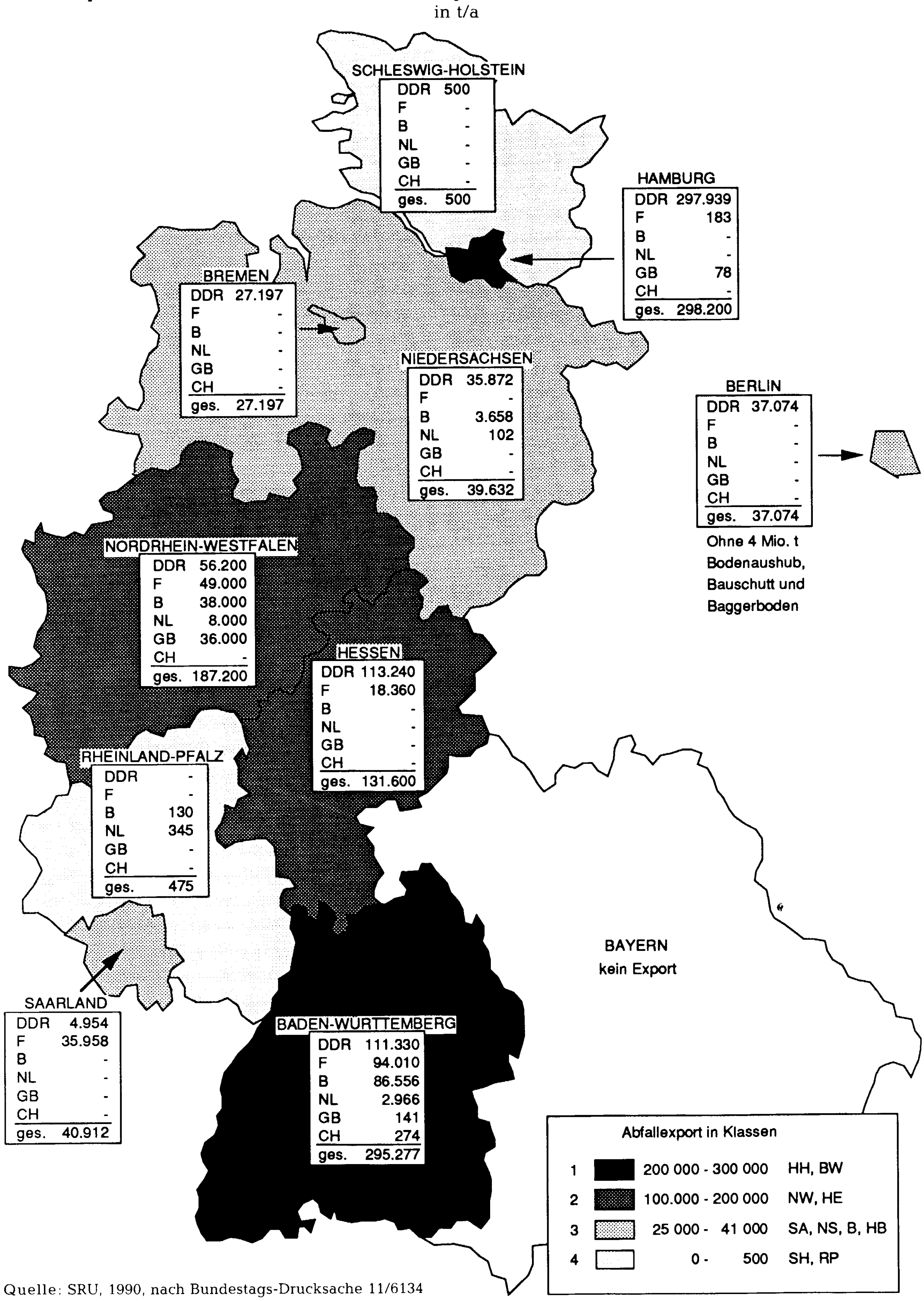
Die Unterschiede in den Beseitigungskosten sind vor allem auf unterschiedliche verfügbare Behandlungs- und Beseitigungsanlagen (z. B. Deponie oder Verbrennung), unterschiedliche Anforderungen an die Beseitigungstechnik, die mit dem unterschiedlichen Umweltbewußtsein in den betreffenden Ländern zusammenhängen, auf Kapazitätsengpässe bei der Abfallbeseitigung und unter Umständen auf den größeren Problemgehalt bzw. Schadstoffgehalt der Abfälle zurückzuführen. Im letzteren Fall können die höheren Beseitigungskosten eine Folge einer vorgeschriebenen anspruchsvolleren Technik im Inland sein oder mit speziellen Vorteilen der Betriebskostendegression zusammenhängen, die dann vorhanden sind, wenn im Ausland aufgrund günstigerer geographischer Situation oder weiterentwickelter Technik eine kostengünstigere Beseitigung bei speziellen Abfällen möglich ist. Insgesamt stellen dann die in diesen Fällen geringeren ausländischen Beseitigungskosten einen Anreiz dar, Abfälle trotz höherer Transportkosten zu exportieren.

459. Die zweite bedeutende Ursache für grenzüberschreitende Abfallbewegungen liegt in der Tatsache begründet, daß eine abfallbeseitigungspflichtige Körperschaft nicht für eine den jeweiligen Anforderungen entsprechende Beseitigungsmöglichkeit gesorgt hat. Dieser Tatbestand ist unter Verursachungsgesichtspunkten vor allem für diejenigen Abfallexporte problematisch, die in erster Linie ein mengen-, weniger aber ein schadstoffbezogenes Problem darstellen. Für diese Abfallexporte kann es wohl kaum ein umweltbezogenes Argument geben, das für eine Rechtfertigung der grenzüberschreitenden Beseitigung sprechen könnte. Im Gegenteil werden damit Verhaltensweisen gefördert, die einer verursachungsgerechten Abfallpolitik zuwiderlaufen. Anders ist dagegen der Fall zu beurteilen, wenn schadstoffbezogene Beseitigungsengpässe auftreten. Hier können Situationen entstehen, in denen z. B. für besonders schädliche Abfallstoffe eine im Ausland vorgenommene Beseitigung einem Festhalten an nationalen Beseitigungskonzepten vorzuziehen ist (Abschn. 2.5.1.4). Unabdingbare Voraussetzungen dafür sollten jedoch einmal das Abschließen langfristiger Verträge sein, wodurch ein kurzfristig entstehender Beseitigungsnotstand verhindert werden kann, und zum anderen die Gewährleistung, daß die Sicherheitsbestimmungen nicht unter den inländischen Anforderungen bleiben.

460. Bei der grundsätzlichen Diskussion internationaler Abfallbewegungen sollten somit folgende Fragen im Vordergrund stehen:

Abbildung 2.5.2

Export von Sonderabfällen aus der Bundesrepublik Deutschland 1988 nach Bundesländern
in t/a



Quelle: SRU, 1990, nach Bundestags-Drucksache 11/6134

— Soll einem industriell hochentwickelten Land gesetzlich die Möglichkeit gegeben werden, seine Abfallprobleme zum Teil durch die Verlagerung ins Ausland zu lösen?

— Gibt es Bedingungen, unter denen für bestimmte Abfallstoffe internationale oder supranationale Beseitigungskonzepte nationalen Beseitigungskonzepten vorzuziehen sind?

— Wie wirken die unterschiedlichen Abfallexportlösungen auf die inländische Abfallpolitik bezüglich Vermeidung und Verwertung?

461. Um die Spannbreite der Gesichtspunkte zu veranschaulichen, die zur Bewertung der Legitimität grenzüberschreitender Abfallbeseitigung heranzuziehen sind, seien zwei extreme Fälle herausgegriffen:

— In einem Entwicklungsland werden (z. B. aufgrund der Entscheidung der örtlichen Behörden) gefährliche Sonderabfälle unbehandelt abgelagert. Das Land hat nur Nachteile durch die vermutlichen Schäden, seine schwache Überwachung und geringe Umwelterfahrung werden nur ausgenutzt.

— Ein hochentwickeltes Land erteilt einem anderen die Genehmigung, in einer Anlage, die den Stand der Technik des eigenen Landes aufweist, beseitigen zu können; für die Abfallverbrennungsanlage oder Deponie bestehen bessere ökologische Standortbedingungen als im Exportland.

2.5.1.3 Kriterien zur Beurteilung einer grenzüberschreitenden Abfallbeseitigung

462. Diese beiden Extremfälle machen bereits deutlich, daß die grenzüberschreitenden Abfallbewegungen hinsichtlich der Bedingungen

— Umweltbewußtsein, Umwelt- und Technikstandards, Umweltsituation sowie politische Bedingungen im Empfängerland,

— Problemgehalt der Schadstoffe sowie

— abfallpolitische Bemühungen im Exportland

sehr differenziert zu bewerten sind und daß unterschiedliche Konstellationen zu völlig anderen Beurteilungen und Ergebnissen führen. Daher werden hier einige Einflußgrößen aufgeführt, die bei der Beantwortung der Frage, ob ein Abfallexport akzeptabel erscheint, von Bedeutung sein dürften:

— Wirtschaftlicher Entwicklungsstand, gemessen etwa am Pro-Kopf-Einkommen: In Entwicklungsländern mit sehr niedrigem Einkommen existiert eine andere Prioritätenskala. Wirtschaftliche Aspekte werden als bedeutender eingeschätzt als Umweltaspekte, was auch der Situation in der Bundesrepublik Deutschland nach dem Krieg bis Ende der 60er Jahre entspricht. Des weiteren wird in Entwicklungsländern ohne demokratisches System oft das Interesse der regierenden Schicht gegen die Bedürfnisse der Bevölkerung durchgesetzt.

— Überwachungssystem: Staaten haben unterschiedlich gute Kontroll- und Überwachungssysteme. So kann der Fall eintreten, daß falsche Angaben im Rahmen eines vorgeschriebenen Notifizierungsverfahrens oder falsch deklarierte Abfälle aufgrund mangelnder Kontroll- und Überwachungssysteme nicht erkannt und aufgedeckt werden.

— Stand der Beseitigungstechnik: Bei gleichem wirtschaftlichem Entwicklungsstand kann ein Staat eine deutlich weniger wirksame Beseitigungstechnik bevorzugen, etwa weil der Umweltqualität eine geringere politische Bedeutung beigemessen wird.

— Eignung des Standortes: Der Stand der Technik kann bewußt deshalb geringer und die Beseitigung damit billiger geplant werden, weil im Vergleich zum Exportland bessere ökologische Standortbedingungen (z. B. aufgrund günstigerer geologischer Bedingungen) vorhanden sind.

— Einfluß auf Vermeidung und Verwertung: Auch wenn die bisherigen Kriterien, die überwiegend die Situation im Importland betreffen, zufriedenstellend (das heißt ohne Bevormundung sowie bei akzeptablen Umweltstandards) erfüllt werden, muß aus der Sicht des Exportlandes der Aspekt hinzutreten, daß eine Erleichterung des Abfallexports bzw. sogar schon die Zulassung zum Abfallexport die Anreize zur Vermeidung und Verwertung in der eigenen Abfallpolitik erschwert. Allerdings sind sie, soweit der akzeptable Abfallexport die Situation erleichtert, auch weniger dringlich geworden.

— Einfluß auf die Abfallpolitik des Importlandes: In entsprechender Weise wird bei Zulassung großer Abfallimportmengen die Abfallpolitik des Importlandes erschwert. Das Importland wird gezwungen, größere Beseitigungskapazitäten vorzuhalten, als wenn nur eigene Abfälle zu beseitigen wären. Auch wenn bei gegebenen Kapazitätsgrenzen die Anreize zur Vermeidung oder Verwertung im eigenen Land verstärkt werden und/oder gleichzeitig über Preiserhöhungen ein zu hoher Anfall von in und ausländischen Abfällen verhindert werden kann, so muß doch betont werden, daß die Grenzen der Beseitigungskapazität früher erreicht werden und neue Flächen bzw. Beseitigungsmöglichkeiten geschaffen werden müssen. Geringere Einflüsse sind zu erwarten, wenn das Importland ohne Schwierigkeit Beseitigungskapazitäten schaffen kann und will oder wenn feste Abfallimportquoten vorgeschrieben werden.

— Optimale internationale Beseitigungskapazität: Zwischen Staaten, die nach den bisherigen Kriterien ähnliche Voraussetzungen bezüglich der Abfallpolitik besitzen, kann ein unter Umständen sogar intensiver Abfalltransfer insofern sinnvoll sein, als z. B. Anlagen für bestimmte Arten von Abfällen, auch innerhalb der Sonderabfälle, dadurch ausgelastet werden. Diese Abfallbewegungen könnten großräumig für Spezialabfälle gelten und kleinräumig in Grenzregionen (Freiburg/Basel, Karlsruhe/

Straßburg usw.) auch für Massenabfälle zu positiven Ergebnissen führen.

2.5.1.4 Differenzierung nach Typen von Abfallimportländern

463. Wenn man diese Kriterien zur Beurteilung der deutschen Abfallexporte heranzieht, so ergeben sich völlig unterschiedliche Ergebnisse hinsichtlich einer möglichen Rechtfertigung. Hier sei zur Diskussion dieser Frage ein möglicher Abfalltransport in zwei verschiedene Typen von Bestimmungsländern dargestellt:

- Entwicklungsländer, einschließlich Schwellenstaaten
- Industrieländer (wobei sich hinsichtlich der EG-Mitgliedstaaten Besonderheiten ergeben, vgl. Abschn. 2.5.3).

Abfallexporte in Entwicklungsländer

464. Im Verhältnis zu Entwicklungsländern dürfte es im Regelfall weder moralische noch politische Argumente geben, die einen Abfallexport rechtfertigen. Auch wenn vielfach das Argument herangezogen wird, daß die Bundesrepublik nicht für die Umweltsituation anderer Staaten verantwortlich sei, so muß insbesondere unter dem Aspekt der politischen Glaubwürdigkeit dagegengehalten werden, daß ein Staat, der sich seines vorbildlichen Umweltschutzes rühmt, seine Abfallprobleme nicht mit Hilfe und auf Kosten solcher Staaten lösen darf. Vielmehr sollte eine größere gemeinsame Verantwortung für die Umweltsituation insgesamt und damit auch in anderen Ländern gesehen werden. Wenn zusätzlich die Tatsache berücksichtigt wird, daß in den meisten Fällen im Importland keine umweltschonende Beseitigung gewährleistet ist, handelt es sich um einen deutlichen Verstoß gegen ein international interpretiertes Verursacherprinzip, und dies zu Lasten Dritter. Dies dürfte für den Abfalltransport in Entwicklungsländer in besonderem Maße gelten, da sich aufgrund der zumeist hohen Transportkosten ein Export von besonders schädlichen Abfällen wohl nur wegen der im Inland hohen Beseitigungskosten lohnen würde. Noch gravierender könnte sich die Entwicklung in den Schwellenländern gestalten, in denen noch zunehmende eigene Abfallprobleme aufgrund ihres höheren wirtschaftlichen Wachstums hinzutreten.

Abfallexporte in Industrieländer

465. Ein Abfallexport in andere Industrieländer ist aus verschiedenen Gründen anders zu beurteilen als ein Export in Entwicklungsländer. Infolge des höheren wirtschaftlichen Entwicklungsstandes wird ein weiteres Wachstum nicht mehr um jeden Preis angestrebt. Zudem handeln wohl in diesen Ländern die Regierungen immer stärker umweltbezogen, und immer größere Kreise der Bevölkerung besitzen ein erhöhtes Umweltbewußtsein. Dennoch sind auch hier Einschränkungen für einen Abfallexport zu erwägen. Bei diesen Betrachtungen sollen insbesondere die Auswirkungen für das Importland im Vordergrund stehen; die Einflüsse, die von zunehmenden Exportmöglichkeiten auf die Abfallpolitik der Bundesrepublik ausgehen, werden in Abschnitt 2.5.3 diskutiert.

466. Wenn ein Industriestaat einen Import von Abfällen akzeptiert (sei es auch nur wegen dringend benötigter Deviseneinnahmen), fällt eine Ablehnung der Abfallexporte schwerer als bei Exporten in Entwicklungsländer. Dennoch müssen vor allem folgende Gesichtspunkte berücksichtigt werden:

- Eine grenzüberschreitende Abfallbeseitigung sollte aus Glaubwürdigkeitsaspekten heraus nur dann akzeptiert werden, wenn bei den exportierten Abfallarten ausreichende Bemühungen zur Vermeidung und Verwertung im Inland vorliegen (was für einen großen Teil der in das Ausland exportierten Abfälle, z. B. Bauschutt, nicht zutrifft).
- Die im Ausland erfolgende Beseitigung sollte nur zu gleichen Standards und gleichen Vollzugsbedingungen wie in der Bundesrepublik durchgeführt werden, was wohl oft nicht gewährleistet ist.
- Selbst bei gleichen Standards und gleichen Vollzugsbedingungen leidet die politische Glaubwürdigkeit der inländischen Umweltpolitik, auch in bezug auf andere Umweltbereiche, wenn die Beseitigung der Abfälle im Ausland statt im Inland erfolgt. Der Grund für den Export kann in diesem Fall wohl nur in der geringeren Akzeptanz einer inländischen Beseitigung durch die Bevölkerung liegen.

467. Als Sonderproblem müssen hier die in die ehemalige DDR „exportierten" Abfälle angesprochen werden. Zum einen fällt die Rechtfertigung schwer, wenn man bedenkt, daß die Sicherheitsanforderungen an die Abfallbeseitigung vorläufig noch niedriger sind als in der Bundesrepublik, gleichzeitig aber angemahnt wird, daß die Umweltschutzbemühungen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR zu intensivieren seien. Zum anderen zeichnet sich bereits jetzt ab, daß durch die unerwartete politische Änderung in der ehemaligen DDR die gesellschaftliche Akzeptanz für den Import von Abfällen aus der übrigen Bundesrepublik drastisch abnimmt.

468. Speziell für den Export von Sonderabfall sollten nach Meinung des Rates auch für den Export in Industrieländer drei Grundsätze akzeptiert und eingehalten werden:

1. Die Verbrennung bzw. Deponierung von Sonderabfall soll möglichst nah am Ort der Entstehung erfolgen.
2. Bei einer möglichen Verbrennung bzw. Deponierung bei gleichem technischem Standard ist es marktkonform, jeweils die kostengünstigste Anlage zu beschicken, ohne eine Rücksicht auf Landesgrenzen nehmen zu müssen.
3. Eine Wahl der Beseitigungsmöglichkeit nur nach dem Preis ist zu unterbinden, wenn damit das Ri-

siko eines niedrigen Standards in Kauf genommen wird.

469. Für den Import von Sonderabfall in Industrieländer ist zu bedenken, daß die ungehinderte Möglichkeit des ausländischen Abfallerzeugers zur kostengünstigeren Deponierung es dem Abfallimportland schwerer oder unmöglich macht, kostengünstige Beseitigungskapapzitäten längerfristig vorzuhalten, etwa um weitere Industrieansiedlungen zu fördern.

2.5.2 Inländische Abfallwirtschaft und Abfallbeseitigung in Staaten außerhalb der EG

2.5.2.1 Besonderheiten der grenzüberschreitenden Abfallverbringung außerhalb der EG

470. Die grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen in Länder außerhalb der Europäischen Gemeinschaft weist Besonderheiten auf, die eine gesonderte Betrachtung erfordern.

Zum einen sind die Unterschiede zwischen den Ländern außerhalb der Europäischen Gemeinschaft hinsichtlich Entwicklungsstand der Umweltpolitik und des Umweltrechts, Umweltbewußtsein, der wirtschaftlichen und technischen Entwicklung und der Organisation und Ausstattung der Verwaltung größer als innerhalb der EG. In dieser Gruppe befinden sich hochentwickelte Industriestaaten, Schwellenländer und arme Entwicklungsländer. Die besondere Situation der Entwicklungsländer legt es nahe, auch dem Exportland eine Verantwortung für die Abfallbeseitigung im Bestimmungsland aufzuerlegen, während im Verhältnis zu einem Industrieland dieser Gruppe Information und Kooperation durchaus ausreichen (Abschn. 2.5.1.4), weil man unterstellen kann, daß das Importland die Verantwortung für den eingeführten Abfall allein tragen kann.

Zum anderen sind die rechtlichen Rahmenbedingungen anders. In der Europäischen Gemeinschaft besteht eine gemeinsame Rechtsordnung. Die Verkehrsfreiheiten des EWG-Vertrages gelten grundsätzlich auch für die grenzüberschreitende Abfallverbringung. Die Frage geht in erster Linie dahin, inwieweit derartige Abfalltransporte aufgrund von Richtlinien der Gemeinschaft oder des Rechts der Mitgliedstaaten beschränkt werden können und sollen. Gegenwärtig bestehen auf EG-Ebene und auf der Ebene der Mitgliedstaaten derartige, zum Teil divergierende Beschränkungen. Das Zusammenwachsen der Märkte nach 1992 wird weitergehende Regelungen vor allem des Gemeinschaftsrechts erfordern. Im Verhältnis zu den Staaten außerhalb der Europäischen Gemeinschaft besteht dagegen kein grundsätzliches Recht auf grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen. Sowohl der Exportstaat als auch der Importstaat kann derartige Transporte verbieten. Viele Entwicklungsländer sind aber nicht in der Lage, die Einfuhr von Abfällen wirksam zu kontrollieren und deren umweltverträgliche Beseitigung zu gewährleisten. Auch in den Exportstaaten bestehen Kontrolldefizite, so daß Abfalltransporte schon falsch deklariert oder gar illegal die Grenze in Richtung des Bestimmungslandes überschreiten.

471. Das Bewußtsein einer internationalen Verantwortung für Umweltbelastungen im Empfängerstaat durch grenzüberschreitende Abfallverbringung, aber auch die unmittelbare Betroffenheit einzelner Staaten haben in den letzten Jahren dazu geführt, daß auf verschiedenen Ebenen (Vereinte Nationen, OECD, Europäische Gemeinschaft sowie auf nationaler Ebene) völkerrechtliche, gemeinschaftsrechtliche oder nationale Regelungen erlassen worden sind, die der Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung von Abfällen in Länder außerhalb der EG dienen. Mit diesen Regelungen wird im Grundsatz anerkannt, daß Exportstaat und Importstaat eine gemeinsame Verantwortung für die grenzüberschreitende Abfallverbringung haben. Im einzelnen weisen die Regelungen aber noch erhebliche Mängel, insbesondere im Verhältnis zu den Entwicklungsländern, auf.

2.5.2.2 Europäisches Gemeinschaftsrecht

472. Das Gemeinschaftsrecht sieht zur Kontrolle grenzüberschreitender Verbringung von Abfällen in Drittstaaten ein Notifizierungsverfahren vor. Dieses Verfahren ist grundsätzlich bei der zuständigen Behörde des Herkunftsmitgliedstaates durchzuführen. Die Ausfuhr ist nur zulässig, wenn dieser Staat die Notifizierung bestätigt (Artikel 3, 4 der EG-Verbringungs-Richtlinie 84/631/EWG in der Fassung der Änderungsrichtlinie 86/279/EWG). Werden Abfälle in einem an den letzten Transitmitgliedstaat angrenzenden Drittstaat beseitigt, so kann der betreffende Transitmitgliedstaat das Notifizierungsverfahren an sich ziehen (Artikel 4 Abs. 2 Unterabs. 2 der EG-Richtlinie). Da auch der Transit von und nach Drittstaaten durch die Waren- und Dienstleistungsfreiheit geschützt wird (Abschn. 2.5.3.2.1), unterliegt die Bundesrepublik bei der Ausübung dieser Kontrollfunktion jedoch gemeinschaftsrechtlichen Bindungen (von WILMOWSKY, 1990, S. 99—102).

Das Gemeinschaftsrecht schreibt vor, daß Abfälle nur dann in einen Staat außerhalb der EG verbracht werden dürfen, wenn dieser zuvor seine Zustimmung erklärt hat (Artikel 3 Abs. 4 der EG-Richtlinie).

Der für die Bestätigung der Notifizierung zuständige EG-Mitgliedstaat ist außerdem verpflichtet, sich vom Abfallbesitzer nachweisen zu lassen, daß der Empfänger der Abfälle über eine angemessene technische Kapazität zu einer umweltverträglichen Beseitigung verfügt (Artikel 3 Abs. 3 der EG-Richtlinie). Ob mit dem Zustimmungserfordernis und der Pflicht zur Unterrichtung über eine ordnungsgemäße Entsorgung im Empfängerstaat der Problematik von Abfallexporten in Staaten der Dritten Welt angemessen Rechnung getragen ist, muß allerdings bezweifelt werden. Insbesondere scheint eine umfassende Kontrolle der Abfallverbringung in Drittstaaten nicht gesichert, so daß nicht auszuschließen ist, daß die gemeinschaftsrecht-

liche Regelung relativ leicht umgangen werden kann.

2.5.2.3 Abfallgesetz

473. Nach dem Abfallgesetz ist für Verbringungen von Abfällen aus der Bundesrepublik in Staaten außerhalb der Europäischen Gemeinschaft ein Genehmigungsverfahren vorgesehen. Derartige Abfallexporte dürfen nur genehmigt werden, wenn

- keine geeigneten Abfallentsorgungsanlagen in dem Bundesland zur Verfügung stehen, in dem die Abfälle angefallen sind und die Nutzung von Abfallentsorgungsanlagen eines anderen Bundeslandes nicht möglich ist oder für den Entsorgungspflichtigen eine unbillige Härte darstellen würde; dies gilt nicht, wenn Abfallentsorgungspläne nach § 6 Abs. 1 oder 3 AbfG die Entsorgung von Abfällen außerhalb des Geltungsbereichs dieses Gesetzes vorsehen,
- vom Antragsteller amtliche Erklärungen erbracht werden, daß die Abfälle im Empfängerstaat ordnungsgemäß entsorgt werden können und in den vom Transport berührten weiteren Staat keine Bedenken gegen die Durchfuhr der Abfälle bestehen,
- von der Entsorgung im Empfängerstaat keine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit im Geltungsbereich dieses Gesetzes zu besorgen ist (§ 13 Abs. 1 Satz 2 Nr. 4 AbfG).

474. Der deutsche Gesetzgeber hat damit bisher von einer Anpassung des Abfallgesetzes an das EG-Recht im Hinblick sowohl auf das Notifizierungsverfahren als auch auf die materiellrechtlichen Ausfuhrkriterien abgesehen. So fehlt z. B. eine Bestimmung im deutschen Recht, die den ausfuhrwilligen Abfallbesitzer ausdrücklich verpflichtet, vor Beginn des Notifizierungsverfahrens die Zustimmung des Empfängerlandes einzuholen (Artikel 4 Abs. 3 der Richtlinie 84/631 EWG). Ob die Abfälle im Empfängerland angemessen entsorgt werden können, überläßt das Abfallgesetz grundsätzlich der Beurteilung durch die zuständigen Behörden dieses Landes; dieser Gesichtspunkt kann allenfalls bei der Ermessensausübung der zuständigen Behörde berücksichtigt werden (BENTLAGE, 1990, S. 21; KUNIG, 1989, S. 20f.). Die EG-Verbringungsrichtlinie verlangt demgegenüber, daß der für die Bestätigung der Notifizierung zuständige EG-Staat — das ist bei Ausfuhren in Drittstaaten grundsätzlich der Herkunftsmitgliedstaat — sich über die Umweltverträglichkeit der geplanten Entsorgung in dem Drittland selbst ein Bild zu machen und zu einer eigenen Entscheidung zu gelangen hat.

475. Damit hat der Bundesgesetzgeber dem vom Gemeinschaftsrecht verlangten Grundsatz, Abfallexporte in Drittländer an die Voraussetzung zu binden, daß die Beseitigung im Importland nach vergleichbaren technischen Standards erfolgt wie in der Bundesrepublik, nicht Rechnung getragen. Der Rat hält diesen Grundsatz für unverzichtbar und empfiehlt der Bundesregierung dringend, ihn alsbald in das deutsche Recht zu übernehmen. Ohne diese Umsetzung muß die Bundesrepublik sich vorwerfen lassen, nach ihrem Recht Abfallexporte in Länder mit niedrigeren Beseitigungsstandards zumindest in Kauf zu nehmen, um ihre Beseitigungsengpässe zu Lasten Dritter zu überbrücken. Daß in der Praxis offiziell keine Abfälle aus der Bundesrepublik in Entwicklungsstaaten exportiert werden und auch Umgehungsversuche mittels Deklarierung als Wirtschaftsgut die seltene Ausnahme zu sein scheinen (BT-Drucksache 11/6150 sowie 11/2644 und 2713), enthebt die Bundesrepublik nicht der Notwendigkeit, das Gemeinschaftsrecht zu übernehmen.

2.5.2.4 Rechtsakte der OECD und des UNEP

476. Das durch Rechtsakte der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) und des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) geprägte Völkerrecht, das gegenwärtig noch weitgehend „soft law" ist, tendiert dahin, die grenzüberschreitende Erbringung von Entsorgungsdienstleistungen nicht zu liberalisieren, sondern insbesondere im Verhältnis zu Entwicklungsländern einzuschränken und unter strenge Voraussetzungen zu stellen. Für die Ausfuhr gefährlicher Abfälle in Staaten, die nicht der OECD angehören — das sind insbesondere die Staaten Osteuropas und der Dritten Welt —, hat der Rat der OECD am 11. Juni 1986 eine Entscheidung und Empfehlung beschlossen, die in ihrem Entscheidungsteil für die Bundesrepublik verbindlich ist (Council Decision-Recommendation on Exports of Hazardous Wastes from the OECD Area, C (86) 64(Final)). Das UNEP hat am 22. März 1989 ein multilaterales Abkommen (Übereinkommen über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und ihrer Entsorgung — „Baseler Übereinkommen") zur Überwachung der grenzüberschreitenden Beseitigung gefährlicher Abfälle zur Zeichnung durch die Staaten vorgelegt, das in Kraft treten wird, wenn der Konvention mindestens 20 Staaten beigetreten sind (RUBLACK, 1989, S. 364ff.). Die Rechtsakte beider Organisationen gehen über eine bloße Unterrichtung des Bestimmungslandes der Abfälle hinaus. Sie verpflichten den Herkunftsstaat der Abfälle zu einer aktiven Kooperation und betrauen ihn teilweise mit einer (beschränkten) eigenen Verantwortung für den Schutz der Umwelt des Bestimmungslandes.

477. Der Herkunftsstaat der Abfälle hat zunächst dafür zu sorgen, daß der Erzeuger der Abfälle, ihr Exporteur oder der Herkunftsstaat selbst das Bestimmungsland und eventuelle Transitstaaten über die geplante Verbringung umfassend unterrichtet (Ziff. I Abs. 3, Ziff. II Abs. 2 der OECD-Empfehlung; Artikel 6 der UNEP-Konvention). Eine Kooperation mit dem Importstaat wird insofern verlangt, als der Herkunftsstaat Verbringungen, denen die anderen beteiligten Staaten nicht zugestimmt haben, nicht zulassen darf (Ziff. I Abs. 3 der OECD-Empfehlung; Artikel 4 Abs. 1 der UNEP-Konvention) sowie in den Fällen, in denen die Beseitigung aus irgendwelchen Gründen nicht wie geplant durchgeführt werden kann, den Reimport der Abfälle zuzulassen hat (Artikel 8 der UNEP-Konvention).

478. Inwieweit den Herkunftsstaat der Abfälle über Information und Kooperation hinaus eine eigene Verantwortung für den Schutz der Umwelt des Bestimmungslandes treffen soll, gehört zu den brisantesten Fragen, die eine internationale Regelung über die grenzüberschreitende Abfallbeseitigung zu beantworten hat. Ein derartiger „paternalistischer" Ansatz erscheint bei Abfallexporten von industrialisierten Staaten in Entwicklungsländer umweltpolitisch geboten. Letzteren fehlen häufig die technischen und administrativen Fähigkeiten für einen sachgerechten Umgang mit gefährlichen Abfällen; insbesondere können sie oder ihre Unternehmen aus finanziellen Gründen an Abfallimporten interessiert sein oder einfach nicht in der Lage sein, derartige Importe zu verhindern (RUBLACK, 1989, S. 369 und 374 f.). Daher vermögen eine bloße Informationspflicht des Exportstaates und das Zustimmungserfordernis seitens des Importstaates den Schutz der Umwelt im Bestimmungsland nicht ohne weiteres zu gewährleisten. Bei Verbringung zwischen Industrieländern reichen dagegen Information und Kooperation zum Schutze des Importstaates aus.

479. Die Regelungen der OECD erlegen den OECD-Staaten bei der Ausfuhr gefährlicher Abfälle in Gebiete außerhalb der OECD die Pflicht auf, selbständig zu überprüfen, ob die Abfälle im Bestimmungsland umweltfreundlich beseitigt werden können (Ziff. I Abs. 4 OECD-Entscheidung).

480. Obgleich in den Beratungen der Ad Hoc-Working Group des UNEP das besondere Schutzbedürfnis der Entwicklungsländer wiederholt hervorgehoben wurde, scheut die UNEP-Konvention dagegen davor zurück, die Herkunftsländer für den Schutz der Umwelt in den Bestimmungsländern in vollem Umfang verantwortlich zu machen. Die Konvention enthält in der schließlich verabschiedeten Fassung allerdings Ansätze für eine eigene Kontrolle des Herkunftsstaates. Sie betraut die Industrieländer mit einer gewissen Schutzfunktion gegenüber der Umwelt in den Entwicklungsländern, bedarf aber insoweit noch der Konkretisierung. Der Herkunftsstaat darf die Ausfuhr nur zulassen, wenn er von dem Einfuhrstaat befriedigende Informationen über eine vertragliche Vereinbarung mit dem Beseitigungsunternehmen, das über eine angemessene technische Kapazität zur umweltfreundlichen Beseitigung der fraglichen Abfälle verfügen muß, erhalten hat (Artikel 4 Abs. 3 Buchst. b). Darüber hinaus ist bestimmt, daß der Exportstaat die grenzüberschreitende Verbringung nicht zulassen darf, wenn er „Grund zu der Annahme" hat, daß die Abfälle im Bestimmungsland nicht umweltfreundlich entsorgt werden (Artikel 4 Abs. 2 Buchst. e und g). Die dabei maßgeblichen Kriterien sollen erst noch festgelegt werden. Der Ausfuhrstaat muß sich von der angemessenen technischen Ausstattung der Beseitigungsanlage im Bestimmungsstaat nicht selbst positiv überzeugen, sondern darf grundsätzlich auf die Angaben des Einfuhrstaates vertrauen. Außerdem darf er bei der Bewertung der Umweltverträglichkeit der ausländischen Beseitigungsanlage nicht die eigenen Maßstäbe anwenden, sondern ist an noch zu vereinbarende harmonisierte Maßstäbe gebunden, die wohl nur den „kleinsten gemeinsamen Nenner" widerspiegeln werden (RUBLACK, 1989, S. 350 f.).

Da der Mitgliederkreis der Vereinten Nationen global ist und sich nicht wie der der EG und der OECD auf Industrienationen beschränkt, steht die UNEP-Konvention vor dem Problem, entweder eine zwar für alle Konventionsstaaten einheitliche Regelung zu treffen, dabei jedoch Exporte in Industrieländer über- oder Exporte in Entwicklungsländer unterzuregulieren oder aber nach dem Entwicklungsstand des Empfängerlandes differenzieren zu müssen. Letzteres stößt auf politische Schwierigkeiten. Forderungen eines Teils der Entwicklungsländer, Abfallexporte in diese Länder gänzlich zu verbieten, ließen sich daher nicht durchsetzen, zumal andere Entwicklungsländer derartige Beschränkungen als Eingriff in ihre Souveränität anzusehen scheinen.

481. Einen Ausweg aus dem Dilemma der unheilvollen Allianz finanzieller Versuchungen mit unzureichenden technischen und administrativen Fähigkeiten auf der einen und der Souveränitätsansprüche mancher Entwicklungsländer auf der anderen Seite bietet möglicherweise eine Internationalisierung der Überwachung der grenzüberschreitenden Abfallverbringung, indem eine supranationale Stelle mit der Wahrnehmung der Kontrollfunktionen beauftragt wird, die insbesondere die Umweltverträglichkeit der geplanten Beseitigung beurteilt. Die Konvention geht einen ersten Schritt in diese Richtung, wenn sie das Herkunftsland verpflichtet, dafür zu sorgen, daß das Sekretariat von UNEP eine Kopie der Notifizierung erhält (Artikel 13 Abs. 4).

Insgesamt reichen die Regelungen der Konvention noch nicht aus, um dem besonderen Schutzbedürfnis der Entwicklungsländer Rechnung zu tragen. Auf Änderungen oder Konkretisierungen der UNEP-Konvention zumindest im Sinne der Betrauung des Herkunftslandes mit einer umfassenden eigenen Verantwortung für die umweltverträgliche Beseitigung im Bestimmungsstaat und einer internationalen Überwachung ist daher zu dringen. Im Rahmen der besonderen Beziehungen der Europäischen Gemeinschaft zu den AKP-Staaten (Afrika, Karibik und Pazifischer Ozean) sind weitergehende Beschränkungen vereinbart worden. Danach sind Abfallexporte in die betreffenden Staaten grundsätzlich unzulässig; allerdings bleiben gewisse Umgehungsmöglichkeiten, da Reststoffe nicht erfaßt sind (Lomé-Abkommen IV).

2.5.3 Inländische Abfallwirtschaft und EG

2.5.3.1 Grenzüberschreitende Abfallbeseitigung innerhalb der EG

2.5.3.1.1 Einflüsse auf die Abfallwirtschaft des Importlandes

482. Wie oben bereits angedeutet, muß ein EG-interner Abfallaustausch bzw. -export aus zwei Gründen anders beurteilt werden als ein Export in Entwicklungsländer oder andere Industrieländer. Zum einen dürfte die weiter voranschreitende Harmonisierung hinsichtlich des rechtlichen Rahmens sowie der Vorschriften auf dem Gebiete des Umweltschutzes dazu

führen, daß längerfristig keine so gravierenden Unterschiede bezüglich der Entsorgungstechniken vorhanden sein werden wie zwischen Industrie und Entwicklungsländern. Zum anderen dürfte auch in bezug auf das Umweltbewußtsein der Bevölkerung und das umweltbezogene Handeln der Regierungen ein größerer Konsens bestehen. Dennoch müssen verschiedene Aspekte berücksichtigt werden, die auch für einen EG-internen Abfalltransport kritisch anzuführen sind.

483. Abfallimporte sind anders zu beurteilen als etwa der Import der üblichen Güter (oder Dienstleistungen), da sie mit einer Inanspruchnahme der Beseitigungskapazitäten des Importlandes verbunden sind. Beseitigungskapazitäten müssen als Bestandteil der Infrastruktur eines Landes betrachtet werden, wobei Deponien oder Abfallverbrennungsanlagen sich von anderen Infrastruktureinrichtungen wie Straßen, Brücken oder Kommunikationseinrichtungen aber unterscheiden. Beseitigungskapazitäten werden vorgehalten oder neu geschaffen, um eine ausreichende und umweltgerechte Abfallbeseitigung zu gewährleisten. Sie sind zugleich eine wichtige und notwendige Voraussetzung für das wirtschaftliche Wachstum eines Landes. Aus diesem Grunde müssen grenzüberschreitende Abfalltransporte aus der Sicht des Importlandes kritisch geprüft werden, da sie zukünftig zu Beseitigungsengpässen und zu Wachstumsgefährdungen führen können:

— Abfallimporte stellen immer eine Beschränkung der inländischen Abfallpolitik dar. Dabei muß insbesondere beachtet werden, daß zukünftige Kapazitätsengpässe nicht ohne weiteres vorher abzuschätzen sind, wenn längerfristige Abnahmezusagen gemacht wurden und gleichzeitig das inländische Abfallaufkommen erheblich zunimmt. Kapazitätsengpässe sind zusätzlich dann nicht auszuschließen, wenn im Inland die Durchsetzungsschwierigkeiten zunehmen, neue Anlagen zu errichten.

— Wenn Beseitigungsanlagen gewinnorientiert arbeiten, ergibt sich ein Anreiz, zusätzliche Abfälle aus dem Ausland aufzunehmen. Insbesondere ist bei Abfallverbrennungsanlagen oft ein hoher Bedarf an Abfällen vorhanden, da sie nur bei hohem Auslastungsgrad wirtschaftlich betrieben werden können. Dieses Argument gilt in geringerem Maße für Deponien.

— Freie Beseitigungskapazitäten können einmal Ausdruck der eigenen Bemühungen um Abfallvermeidung und zum anderen darauf zurückzuführen sein, daß rechtzeitig Vorsorge gegen zukünftig mögliche Beseitigungsnotstände getroffen worden ist. Gleichzeitig kann die Errichtung oder Vorhaltung von Beseitigungsanlagen ein Instrument der Industrieansiedlung darstellen, insbesondere dann, wenn eine Ansiedlung von Unternehmen mit hoher Abfallproblematik angestrebt wird. In allen Fällen wäre schwer einzusehen, warum das Importland zu einer Aufnahme von Abfällen aus einem Land gezwungen werden sollte, in dem diese abfallwirtschaftlichen Vorkehrungen nicht getroffen wurden und das nun ein Ventil für seine größeren Abfallmengen sucht.

484. Daraus ergeben sich für die Zulassung eines grenzüberschreitenden Abfalltransports innerhalb der EG aus der Sicht des Importlandes folgende Anforderungen:

— Ein Abfallimport sollte einmal nur dann zugelassen werden, wenn eine Vereinbarung zwischen den beteiligten Staaten freiwillig zustande kommt, das heißt, daß ein durch EG-Instanzen vorgeschriebener Abnahmezwang, wie er in der Bundesrepublik Deutschland für beseitigungspflichtige Körperschaften möglich und oft auch üblich ist, nicht eingeführt oder ermöglicht werden sollte.

— Außerdem müßte gewährleistet werden, daß Verträge unter Mitwirkung der staatlichen Institutionen des Importlandes abgeschlossen werden. Als Argument dafür läßt sich zum einen anführen, daß private Verträge mit nicht so großen Sicherheiten verbunden sind und zum anderen Private unter Umständen ohne Zwang zur Vorsorge handeln können und nicht mit zukünftigen Engpässen rechnen müssen.

2.5.3.1.2 Einflüsse auf die Abfallwirtschaft des Exportlandes

485. Die bisher vorgebrachten Einwände zu grenzüberschreitenden Abfalltransporten aufgrund ihrer Auswirkungen auf das Importland durch den exportierenden Staat könnten noch mit dem Argument abgewiesen werden, daß beim Vorliegen einer ordnungsgemäßen Genehmigung durch die Behörden des Importlandes für das Exportland keine weitere Veranlassung gegeben sei, sich Gedanken um die Umweltpolitik des Importlandes zu machen, sofern keine größeren Umweltschäden zu erwarten sind. Dennoch hat auch der Exportstaat Veranlassung, grenzüberschreitende Abfallbewegungen kritisch zu betrachten, denn sie haben Auswirkungen auf seine nationale Entsorgungsplanung:

— Wenn Abfallexporte leichtfallen, besteht ein entsprechend geringer Anreiz, eine eigene Beseitigungsstruktur vorzuhalten. Außerdem werden Bemühungen zusätzlicher Vermeidung und Verwertung von Abfällen konterkariert. Dies gilt insbesondere deshalb, weil der Abfallexport nur billiger werden kann als eine inländische Beseitigung, wenn im Ausland deutlich niedrigere Beseitigungskosten gegeben sind, die aber in der Regel nur Folge geringerer Anforderungen an die Beseitigungsstandards sein können.

— Sofern die ausländische Beseitigung nicht auf öffentlich-rechtlichen Verträgen, sondern auf Vereinbarungen mit privaten ausländischen Beseitigungsunternehmen beruht, ist die Gefahr eines inländischen Beseitigungsnotstands nicht völlig von der Hand zu weisen, wenn die Vereinbarung — aus welchen Gründen auch immer — durch den ausländischen Beseitiger gekündigt wird und gleichzeitig keine inländischen Beseitigungskapazitäten geschaffen wurden. Selbst wenn staatlich abgesicherte Verträge bestehen, kann der ausländische Staat sich ihnen möglicherweise entziehen.

— Wirtschaftliches Wachstum erfordert zunehmend auch das Vorhandensein geeigneter Beseitigungskapazitäten. Dies dürfte zukünftig in verstärktem Maße gelten, wenn die Anforderungen an die Beseitigungstechnik weiter erhöht werden. So könnte entsprechend der Fall eintreten, daß Beschränkungen des wirtschaftlichen Wachstums daraus resultieren, daß im Inland nicht genügend Beseitigungskapazitäten geschaffen worden sind. In diesem Zusammenhang wird einmal mehr deutlich, daß nicht immer ein Konflikt zwischen Ökonomie und Ökologie vorhanden sein muß, sondern daß eine strikte, vorsorgeorientierte Abfallpolitik zur Sicherung des wirtschaftlichen Wachstums beitragen kann.

— Des weiteren muß beachtet werden, daß die Öffnung des Binnenmarktes, wenn sie mit einer Liberalisierung der Abfallexporte verbunden ist, nicht nur inländische Abfallexporte mit sich bringt, sondern daß in gleicher Weise die inländischen Beseitigungsanlagen für Abfallimporte geöffnet werden müssen. Durch eine solche Entwicklung wird die Planbarkeit der inländischen Abfallbeseitigung verschlechtert und in gleichem Maße dem eigenen Bemühen um Vermeidung und Verwertung zuwidergehandelt.

486. Insgesamt ergibt sich aus den Überlegungen zur Situation sowohl des Import- als auch des Exportlandes, daß es zwei mögliche Fälle gibt, die für einen Abfallaustausch innerhalb der Gemeinschaft akzeptabel erscheinen:

— Innerhalb der EG könnte es in einzelnen Fällen einen unter verschiedenen Anforderungen (z. B. geringe Transportkosten, günstige geographische und geologische Bedingungen usw.) optimalen Standort für seltenen Problemabfall geben, bei dem aufgrund eines insgesamt geringen Aufkommens eine länderweise Entsorgung nicht lohnt.

— Für Grenzregionen (z. B. Offenburg/Straßburg, Saarland/Luxemburg oder Freiburg/Basel) könnten grenzüberschreitende Konzepte für eine gemeinsame Entsorgung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen entwickelt werden, die bei gleichen umweltpolitischen Anforderungen an die Abfallwirtschaft der jeweils beteiligten Länder durchgeführt werden sollen. Für Sonderabfälle wäre die Zulässigkeit jeweils gesondert zu prüfen.

487. Diese beiden Fälle bezeichnen mögliche positive Entwicklungen der grenzüberschreitenden Abfallbeseitigung innerhalb der EG. Ihnen stehen, wenn keine Maßnahmen ergriffen werden, die Gefahren einer Entwicklung gegenüber, die entstehenden Abfallmengen dort zu beseitigen, wo die niedrigsten technischen Beseitigungsstandards gelten. Aus der Sicht der Bundesrepublik ist dies besonders bedenklich, weil hier die höchsten Standards zu beachten sind und von daher ein ständiger Exportdruck besteht. Dies hätte schon für das „Europa der Sechs" gegolten und trifft umso mehr nach der Süderweiterung zu.

2.5.3.2 Rechtliche Anforderungen

2.5.3.2.1 Geltung der Verkehrsfreiheiten des EWG-Vertrags für die grenzüberschreitende Abfallbeseitigung

488. Über die Erfassung der grenzüberschreitenden Abfallbeseitigung durch den EWG-Vertrag herrscht Streit. Die vor allem von der Bundesregierung vertretene Auffassung, die Beseitigung von Abfällen bewege sich außerhalb der im EWG-Vertrag garantierten Verkehrsfreiheiten, erscheint dem Rat mit dem überwiegenden europarechtlichen Schrifttum rechtlich nicht vertretbar, da Abfallbeseitigung Teil des Wirtschaftslebens im Sinne von Artikel 2 des EWG-Vertrages ist. Zweifelhaft kann insoweit allein sein, ob man die grenzüberschreitende Abfallverbringung als Warenverkehr oder als Dienstleistungsverkehr ansieht. Den Vorzug verdient die Position, die die verschiedenen Formen der Abfallbeseitigung (Verbrennen, sonstiges Behandeln, Ablagern) grundsätzlich als das Erbringen von Dienstleistungen auffaßt. Wo für industrielle Rückstände dagegen ein Nachfragemarkt besteht, fällt die Verwertung in anderen EG-Staaten in den Schutzbereich der Artikel 30ff. EWG-Vertrag, die den Warenverkehr betreffen (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 13 Rn. 2; SCHRÖDER, 1989, S. 18; von WILMOWSKY, 1990, S. 73—102). Bedeutsame Unterschiede ergeben sich durch die unterschiedliche Einordnung nicht, da man die vom Europäischen Gerichtshof im Rahmen der Artikel 30ff. EWG-Vertrag entwickelten Anforderungen an die Rechtfertigung von Eingriffen in den freien Warenverkehr auch auf die Dienstleistung Abfallbeseitigung einschließlich des Verkehrs von Abfällen übertragen muß (von KEMPIS, 1985, S. 360; von WILMOWSKY, 1990, S. 91—98).

489. Entgegen verschiedentlich geäußerten Ansichten gehört die Abfallbeseitigung zu keinem der Bereiche, die der EWG-Vertrag von der wirtschaftlichen Freizügigkeit ausgenommen hat. Soweit ein Staat die Abfallbeseitigung als Aufgabe der öffentlichen Daseinsvorsorge an sich gezogen hat, befreit ihn dies grundsätzlich nicht von den Bindungen an die Dienstleistungsfreiheit (SCHRÖDER, 1989, S. 19; von WILMOWSKY, 1990, S. 103—131; anderer Meinung: HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 13 Rn. 2; von KÖLLER, 1988, S. 18). Artikel 55 Abs. 1 EWG-Vertrag greift nicht ein. Die Verstaatlichung der Beseitigungsverantwortung führt nicht dazu, daß die Abfallbeseitigung „mit der Ausübung öffentlicher Gewalt" im Sinne dieser Vorschrift verbunden wäre. Artikel 55 EWG-Vertrag will verhindern, daß Bürger anderer Mitgliedstaaten unter Berufung auf die Niederlassungs- und Dienstleistungsfreiheit im Inland öffentliche Gewalt ausüben und sich damit Inländer der Ausübung öffentlicher Gewalt durch Ausländer gegenübersehen. Dieser Schutzzweck ist bei der Abfallbeseitigung nicht berührt, auch wenn diese durch die öffentliche Hand nach § 3 Abs. 2 Satz 1 AbfG erfolgt. Zur Rechtfertigung ein oder ausfuhrbeschränkender Regelungen und Praktiken können sich die Mitgliedstaaten, in denen die Abfallbeseitigung verstaatlicht oder — wie zum Teil in der Sonderabfallbeseitigung — privaten Monopolunternehmen übertragen ist, auch nicht auf Artikel 90 Abs. 2 EWG-Vertrag stützen.

Nach der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs ermöglicht diese Bestimmung keine Durchbrechungen der Vertragsvorschriften über den freien Warenverkehr, und das dürfte auch im Verhältnis zur Dienstleistungsfreiheit gelten (von WILMOWSKY, 1990, S. 114—131).

490. Im Kern etabliert der EWG-Vertrag — unabhängig von der Schaffung eines wirklichen Binnenmarktes bis Ende 1992 — in der Tat einen „Gemeinsamen Markt für Abfälle" (genauer: Abfallentsorgungsdienstleistungen), mag man dies auch umweltpolitisch für unerwünscht halten. Abfallwirtschaftliche Autarkie als Prinzip des Abfallrechts, wie sie in § 2 Abs. 1 Satz 1, § 13 Abs. 1 Satz 2 Nr. 3b, 4a AbfG und der Abfallverbringungsverordnung niedergelegt ist, läßt sich damit nicht vereinbaren. Jedoch läßt der Vertrag durchaus auch Beschränkungen des freien Abfallverkehrs auf nationaler wie auf Gemeinschaftsebene zu, die freilich besonderer Rechtfertigung bedürfen. Die Gefährdung der Entsorgungssicherheit durch Knappheit an Beseitigungsmöglichkeiten und die unterschiedlich strengen Beseitigungsstandards hinsichtlich zulässiger Beseitigungsart und technischer Anforderungen an die Beseitigung (einschließlich der Überwachung der Beseitigung) in den Mitgliedstaaten stellen die Funktionsfähigkeit eines gemeinsamen Marktes für Abfälle ernsthaft in Frage. Das Problem einer umweltgerechten Abfallbeseitigung in der Gemeinschaft läßt sich nicht allein mit marktwirtschaftlichen Mitteln, das heißt mit einer forcierten Durchsetzung eines offenen Marktes für Abfälle, lösen. Interventionen in den zwischenstaatlichen Dienstleistungsverkehr für Beseitigungsdienstleistungen sind unvermeidlich. Hierbei verdienen Regelungen des Gemeinschaftsgesetzgebers den Vorzug, aber beim Fehlen solcher Regelungen müssen die Mitgliedstaaten eigene Lösungen entwickeln können. Regionale — aber nicht notwendig auch nationale — Lösungen dürften vielfach den Vorzug verdienen, da es gilt, den Zusammenhängen des Abfallanfalls mit den Emissionen, der regionalen Industriestruktur und gegebenenfalls einem nach nationalem Recht bestehenden Vorrang für Abfallvermeidung und Abfallverwertung Rechnung zu tragen. Die Dienstleistungsfreiheit im Bereich der Abfallbeseitigung darf nach Auffassung des Rates daher nicht um jeden Preis durchgesetzt werden. Artikel 130 r des EWG-Vertrages legitimiert Eingriffe in die Dienstleistungsfreiheit im Interesse des Umweltschutzes. Jedoch ist nach dem Gemeinschaftsrecht grundsätzlich eine Optimierung zwischen dem Interesse an wirkungsvollem Umweltschutz und den gemeinschaftsrechtlichen Verkehrsfreiheiten anzustreben. Dies wird bei realistischer Einschätzung zu Abstrichen an dem aus nationaler Sicht umweltpolitisch an sich Gebotenem führen.

2.5.3.2.2 Die Regelungen der Richtlinie 84/631/EWG hinsichtlich der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle innerhalb der Gemeinschaft

491. Der Richtlinie des Rates vom 6. Dezember 1984 über die Überwachung und Kontrolle — in der Gemeinschaft — der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle (84/631/EWG, geändert durch die Richtlinie 86/279/EWG) liegt das Prinzip der offenen Grenzen bei der grenzüberschreitenden Beseitigung von Abfällen in der Gemeinschaft zugrunde. Wer gefährliche Abfälle zum Zwecke der Beseitigung von einem Mitgliedstaat der EG in einen anderen verbringen will, hat dies der zuständigen Behörde des Bestimmungsmitgliedstaates zu notifizieren (Artikel 3 Abs. 1 der Richtlinie). Im Rahmen dieses Notifizierungsverfahrens hat der Besitzer der Abfälle bestimmte Angaben über die Abfälle und die geplante Beseitigung zu machen (Artikel 3 Abs. 3 der Richtlinie). Eine grenzüberschreitende Verbringung ist nur zulässig, wenn der Bestimmungsmitgliedstaat den Eingang der Notifizierung bestätigt hat (Artikel 4 Abs. 1 der Richtlinie). Welche Einwände der Bestimmungsmitgliedstaat und die anderen beteiligten Staaten (Herkunftsmitgliedstaat und eventuelle Transitmitgliedstaaten) geltend machen können, wird durch die EG-Verbringungsrichtlinie zwar erschöpfend und abschließend festgelegt. Diese Regelungen sind aber zum Teil recht vage und eröffnen Auslegungsspielräume. Es ist jedoch nicht anzunehmen, daß diese Auslegungsspielräume auf Dauer allein im Sinne der Optimierung der nationalen Abfallwirtschaftspolitik ausgefüllt werden können. Sie sind jedenfalls im Lichte des EWG-Vertrags zu interpretieren (Artikel 4 Abs. 3 der Richtlinie; SCHRÖDER, 1989, S. 20f.; SZELINSKI, 1986, S. 56; von WILMOWSKY, 1990, S. 11—41).

492. Gegenüber einer geplanten Einfuhr von Abfällen aus anderen Mitgliedstaaten kann der Bestimmungsmitgliedstaat lediglich solche Einwände erheben, die zum Schutz der Umwelt und der Gesundheit sowie zur Wahrung der Sicherheit und öffentlichen Ordnung erforderlich sind (Artikel 4 Abs. 3 der Richtlinie).

493. Dem Versandmitgliedstaat steht grundsätzlich lediglich der sogenannte Planeinwand zu. Der Versandmitgliedstaat kann einer geplanten Ausfuhr allein mit dem Argument widersprechen, daß die Verbringung der Abfälle die Durchführung eines Beseitigungsplans beeinträchtigt (Artikel 4 Abs. 6 Unterabs. 2 der Richtlinie; von WILMOWSKY, 1990, S. 32—38).

494. Bei der Durchfuhr gefährlicher Abfälle von einem Mitgliedstaat in einen anderen kann der Transitmitgliedstaat allein die Beförderung regeln (Artikel 4 Abs. 6 Unterabs. 1 der Richtlinie). Spezifisch gegen die Durchfuhr gerichtete Beschränkungen schneidet die Richtlinie ab. Die nationalen Beförderungsvorschriften für den Transit dürfen nicht strenger sein als die Bestimmungen, die für den innerstaatlichen Transport gefährlicher Abfälle gelten. Die Richtlinie 84/631/EWG erfaßt auch die grenzüberschreitende Verbringung zum Zwecke der Verwertung. Voraussetzung ist, daß es sich um „Abfälle" handelt, Stoffe also, derer sich ihr Besitzer „entledigt" hat. Ein vereinfachtes Notifizierungsverfahren gilt für Abfälle aus Nichteisenmetallen, die zur Verwertung bestimmt sind (Artikel 17 der Richtlinie).

495. Neben dem abfallrechtlichen Notifizierungsverfahren finden die internationalen Verkehrsübereinkommen Anwendung, soweit sie sich auf gefährli-

che Abfälle erstrecken. Welche Abkommen in Betracht kommen, ergibt sich aus Anhang II zur Richtlinie 84/631/EWG. Abfallrecht und Transportrecht gelten grundsätzlich nebeneinander. Lediglich die Regelungen der EG-Verbringungsrichtlinie über Verpakkung, Beschriftung, Unfallhinweise und Sprachen sind den internationalen Transportkonventionen gegenüber subsidiär (Artikel 8 Abs. 2 der Richtlinie). Im Hinblick auf die unzulängliche Berücksichtigung der Problematik des Transports gefährlicher Abfälle und der Zersplitterung des internationalen Transportrechts ist dieser Vorrang nicht unproblematisch (STOA, 1989, S. 15ff.).

2.5.3.2.3 Die Regelungen der Abfallverbringungsverordnung

496. Die Bundesregierung hat die Richtlinie 84/631/EWG durch die auf § 13c AbfG gestützte Abfallverbringungsverordnung vom 18. November 1988 (BGBl. I S. 2126) umgesetzt. Die Umsetzung ist von dem Bestreben geprägt, ein Maximum an nationaler Kontrolle über die grenzüberschreitende Abfallverbringung aufrechtzuerhalten. In umweltpolitischer Sicht dürfte dies sinnvoll sein. Der Rat bezweifelt jedoch, daß dies stets auch mit den rechtlichen Bindungen vereinbar ist, die die Bundesregierung durch Zustimmung zur Richtlinie 84/631/EWG eingegangen ist. Allerdings ist die Rechtslage wenig gesichert, so daß es zunächst als vertretbar erscheinen mag, gewisse rechtliche Risiken einzugehen. Mittelfristig erscheint es dem Rat jedenfalls unrealistisch, darauf zu hoffen, daß der europäische Binnenmarkt die Abfallbeseitigung völlig aussparen könnte.

Die Verordnung ersetzt das gemeinschaftsrechtliche Notifizierungsverfahren durch ein — allerdings im behördlichen Prüfungsumfang reduziertes — Genehmigungsverfahren (§ 7 AbfVerbrV). Darin wird vielfach bereits ein Verstoß gegen die Richtlinie gesehen (SCHRÖDER, 1989, S. 21; SZELINSKI, 1986, S. 59; von WILMOWSKY, 1990, S. 16—20 und S. 28—32; anderer Meinung: ECKERT, 1989, S. 125; HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 13c Rn. 2). Ein weiteres gemeinschaftrechtliches Problem ergibt sich daraus, daß die Verordnung an den Abfallbegriff des deutschen Rechts anknüpft und zur Verwertung durch Dritte bestimmte Reststoffe nicht oder nur im Rahmen einer Verordnung nach § 2 Abs. 3 AbfG erfaßt.

497. Bei der Einfuhr gefährlicher Abfälle aus anderen Mitgliedstaaten der EG verzichtet der deutsche Gesetzgeber im Einklang mit der Richtlinie auf den Nachweis, daß die Abfälle nicht im Herkunftsstaat ordnungsgemäß entsorgt werden können. Er hält jedoch an der Voraussetzung fest, daß der Einfuhr Abfallbeseitigungspläne der Bundesländer nicht entgegenstehen dürfen (§ 8 Buchst. a AbfVerbrV), so daß theoretisch die Einfuhr gänzlich ausgeschlossen werden könnte.

498. Die Ausfuhr gefährlicher Abfälle aus der Bundesrepublik in einen anderen Mitgliedstaat bedarf ebenfalls einer Genehmigung (§ 10 Buchst. a AbfVerbrV). Gemäß §§ 10 und 11 AbfVerbrV wird über die Ausfuhrgenehmigung in einem beschränkten Genehmigungsverfahren befunden, in dem neben der Ordnungsmäßigkeit der Beförderung die Vereinbarkeit mit landesrechtlichen Abfallbeseitigungsplänen sowie mögliche Beeinträchtigungen der inländischen Umwelt und anderer Aspekte des inländischen Allgemeinwohls durch die Entsorgung im Empfängerstaat geprüft werden. Abgesehen von der Prüfung des inländischen Allgemeinwohls, die die Richtlinie nicht vorsieht, sind die materiellen Anforderungen an die Abfallausfuhr zwar richtlinienkonform. Da die Richtlinie die Entscheidung über eine innergemeinschaftliche Abfallverbringung grundsätzlich in die Hände des Bestimmungsmitgliedstaates legt, dürfte jedoch das generelle Genehmigungserfordernis des Versandstaates als solches gegen sekundäres Gemeinschaftsrecht verstoßen (von WILMOWSKY, 1990, S. 28—32).

499. Die Durchfuhr gefährlicher Abfälle durch die Bundesrepublik unterliegt gleichfalls einer Genehmigungspflicht (§ 13 Abs. 1 Satz 1 AbfG). Soweit die Verbringung Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaft als Bestimmungs-, Herkunfts- oder weitere Transitstaaten berührt, kommt das beschränkte Genehmigungsverfahren zur Anwendung, so daß die Durchfuhr zu untersagen ist, wenn die Beförderungsvorschriften nicht eingehalten werden oder die Entsorgung im Empfängerstaat sich nachteilig auf die deutsche Umwelt auszuwirken droht. Mit dem Genehmigungserfordernis für den Transit gefährlicher Abfälle, für den die Bundesrepublik keine Kompetenz zur Bestätigung der Notifizierung nach der Richtlinie 84/631/EWG besitzt, dürfte der deutsche Gesetzgeber ebenfalls seine Pflicht zur Umsetzung der Richtlinie verletzt haben (von WILMOWSKY, 1990, S. 39f.).

2.5.3.2.4 Rechtsprobleme bei der Einfuhr von Abfällen

500. Da von ausländischen Abfällen keine anderen Umweltgefahren ausgehen als von Abfällen inländischer Provenienz, dürfen die Mitgliedstaaten Abfallbesitzer aus anderen Mitgliedstaaten der Gemeinschaft beim Zugang zu inländischen Beseitungsanlagen grundsätzlich nicht gegenüber inländischen Abfallbesitzern benachteiligen. Das gilt für sämtliche staatliche Maßnahmen, unabhängig davon, auf welcher Ebene sie getroffen werden. Soweit die Abfallbeseitigungspläne der Bundesländer die Einzugsbereiche der Anlagen auf Abfallerzeuger innerhalb des jeweiligen Plangebiets beschränken, stoßen sie mithin unter Gesichtspunkten sowohl des primären als auch des sekundären Gemeinschaftsrechts (Artikel 4 Abs. 3 der Richtlinie) auf Bedenken (von WILMOWSKY, 1990, S. 165ff.).

501. Eine Verpflichtung der Mitgliedstaaten auf einen gleichmäßigen, nichtdiskriminierenden Zugang EG-ausländischer Abfallerzeuger zu inländischen Beseitigungsanlagen würde aber angesichts der in vielen Mitgliedstaaten bestehenden Unterkapazitäten die Entsorgungssicherheit ernsthaft in Frage stellen. Langfristig würde es Probleme bei der Ausweisung von Beseitigungsstandorten und damit einen (noch gravierenderen) Mangel an Beseitigungskapazitäten in der Gemeinschaft verursachen. Wegen des oft entschlossenen Widerstands der betroffenen Bevölkerung ist die Errichtung neuer Beseitigungsanlagen zu

einem schwierigen politischen Problem geworden. Sind Abfälle innerhalb der Gemeinschaft frei verbringbar und kann die Nutzung von Beseitigungsanlagen nicht mehr auf einen Staat oder eine staatliche Untergliederung beschränkt werden, werden die nationalen Planungsträger die politischen Kosten, die mit der Ausweisung, Genehmigung und Durchsetzung von Beseitigungsstandorten verbunden sind, zu externalisieren suchen. Ein über die Dienstleistungsfreiheit des EWG-Vertrags ermöglichter freier Zugang zu den Beseitigungskapazitäten der übrigen Mitgliedstaaten wird den Anreiz schaffen, die mit dem Ausbau einer einheimischen Infrastruktur verbundenen politischen Probleme zu umgehen und statt dessen Zuflucht bei Schwesterstaaten zu suchen, die ihrer Bevölkerung die entsprechenden Opfer zumuten. Da die Verlockung zum „Trittbrettfahren" für jeden Mitgliedstaat gleichermaßen besteht, erwächst ein „negativer Standortkonflikt" (von WILMOWSKY, 1990, S. 219—226) mit der Folge, daß letztlich sämtliche Mitgliedstaaten von Standortentscheidungen absehen könnten. Damit droht eine gemeinschaftsweite Unterversorgung mit Beseitigungsleistungen.

502. Im Schrifttum wird zum Teil die Auffassung vertreten, daß Beseitigungsdefizite das Rechtsgut „Umweltschutz" nur bei Siedlungsabfällen und Abfällen aus der Altlastensanierung gefährden, während fehlende Beseitigungsmöglichkeiten für Produktionsabfälle nicht die Umwelt, sondern die wirtschaftlichen Ziele der europäischen Integration beeinträchtigen. Nach dieser Auffassung wird der Schutz der Umwelt ausschließlich dort angesprochen, wo der Mangel an Beseitigungskapazität Abfälle betrifft, deren Erzeugung nicht an die Verfügbarkeit von Beseitigungskapazitäten gekoppelt werden kann und die bei einem Mangel an Beseitigungsleistungen daher in die Beseitigung außerhalb zugelassener Anlagen gedrängt werden. Dazu zählen vor allem die Abfälle der privaten Haushalte. Anders sieht es nach dieser Auffassung bei Produktionsabfällen aus. Hier führt ein Mangel an Beseitigungsleistungen zu einem Rückgang der Produktion. Es ist nicht das Rechtsgut „Umweltschutz" in Gefahr, sondern vielmehr werden die in Artikel 2 EWG-Vertrag genannten Ziele einer harmonischen Entwicklung des Wirtschaftslebens, einer beständigen und ausgewogenen Wirtschaftsausweitung und einer beschleunigten Hebung der Lebenshaltung gefährdet (von WILMOWSKY, 1990, S. 230—234). Da die Mitgliedstaaten den innergemeinschaftlichen Dienstleistungsverkehr allein aus nichtwirtschaftlichen Gründen (wie z. B. zum Schutz der Umwelt) durch autonome Maßnahmen beschränken können, die Wahrung des wirtschaftspolitischen Ordre public dagegen auf die Gemeinschaft übergegangen ist, sei der Gemeinschaftsgesetzgeber aufgerufen, gegen die bei freier grenzüberschreitender Verbringbarkeit von Abfällen drohende „einseitige Mitentsorgung" in Anlagen eines Nachbarstaates (BR-Drucksache 530/89 [Beschluß], S. 7) vorzugehen.

503. Diese Position erscheint dem Rat weder durch Artikel 4 Abs. 3 der Richtlinie noch durch die Vorschriften des EWG-Vertrages über die Dienstleistungsfreiheit geboten. Richtig ist, daß der den Mitgliedstaaten gegenüber Abfalleinfuhren eingeräumte „Umweltschutzeinwand" funktionslos würde, wenn man dem Importstaat gestatten würde, Abfalleinfuhren grundsätzlich — und sei es auch nur auf dem Wege über Abfallbeseitigungspläne, die sämtlich die Aufnahme ausländischer Abfälle ausschließen — fernzuhalten. Die pauschale Regelung des § 13 Abs. 1 Nr. 3 Buchst. a AbfG ist unter diesem Gesichtspunkt bedenklich.

504. Andererseits beschränkt sich der „Umweltschutzeinwand" nach Auffassung des Rates nicht auf Transportgefahren und Fälle akuter Kapazitätsengpässe. Ein völlig freier Binnenmarkt für Abfallbeseitigungsdienstleistungen würde angesichts natürlicher oder jedenfalls politisch bedingter Knappheit von Beseitigungskapazitäten „Freifahrerverhalten" der Mitgliedstaaten begünstigen. Es läßt sich gegenwärtig kaum absehen, ob dies zu einer unerträglichen Belastung der Bundesrepublik Deutschland führen würde. Einzelne Bundesländer scheinen dies anzunehmen, während die Bundesregierung offenbar eher die Befürchtung hegt, daß „in einem gemeinsamen Markt für Abfall" die Exporte zunehmen würden (BR-Drucksache 432/88 [Beschluß], 530/89 [Beschluß]; BT-Drucksache 11/6150, S. 3). Jedenfalls muß kein Mitgliedstaat durch Vorhaltung von Beseitigungskapazitäten für andere Mitgliedstaaten überproportionale Umweltlasten durch Rauminanspruchnahme und Umweltrisiken beim Betrieb von Anlagen auf sich nehmen, während der Nutzen abfallintensiver Produktion im Exportstaat verbleibt. Das im Vertrag verankerte Verursacherprinzip (Artikel 130r Abs. 2 und 3 EWG-Vertrag) sowie das Prinzip der ausgewogenen Entwicklung und Erhaltung der Umwelt in den Regionen der Gemeinschaft (Artikel 130a Abs. 2, 130r Abs. 3 EWG-Vertrag) sind auch im Verhältnis der Mitgliedstaaten zueinander zu beachten; sie gebieten eine möglichst weitgehende räumliche Deckung von Produktion und Abfallbeseitigung und damit von Nutzen und Lasten der Produktion. Demgegenüber muß der — im übrigen auch mehr auf Exporte anwendbare — Gedanke, daß Abfälle dort zu entsorgen seien, wo dies mit den geringsten Umweltauswirkungen möglich ist, zurücktreten. Sachlich besteht kein Unterschied zwischen gezielter Einleitung von Schadstoffen in grenznahe Gewässer und Abfallbeseitigung im Nachbarstaat. Alle Mitgliedstaaten sind bereits nach der Richtlinie über toxische und gefährliche Abfälle gehalten, auf regionaler Grundlage (Artikel 6, 12 der Richtlinie) ausreichende Beseitigungskapazitäten für die in ihrem Gebiet anfallenden Abfälle aufzubauen, sofern dies nicht aus besonderen Gründen unzweckmäßig oder unzumutbar ist. Gleichwohl ist, wie die Kommission der EG selbst zugibt, die Beseitigungsinfrastruktur in der Gemeinschaft völlig unzureichend.

Bei dieser Sachlage kann aber dem Importstaat nicht zugemutet werden, durch schrankenlose Öffnung seiner Abfallbeseitigungsanlagen für ausländische Abfälle entweder ein Entsorgungschaos für die eigene Industrie heraufzubeschwören oder durch ständigen Zubau von Anlagen die eigene Umwelt übermäßig zu belasten, nur weil andere Mitgliedstaaten trotz vorhandener Möglichkeiten ihre Pflichten bei der Schaffung ausreichender Beseitigungskapazitäten vernachlässigen. Nach Auffassung des Rates kann man nicht darauf vertrauen, daß durch hohe Beseitigungsstandards und diese widerspiegelnde hohe Abfallent-

sorgungsgebühren allein unvernünftige grenzüberschreitende Abfalltransporte verhindert werden, zumal es gebührenrechtlich nicht möglich, bei privatrechtlicher Organisation der Entsorgung nicht zu erwarten oder jedenfalls nicht erzwingbar ist, auch die Knappheit von Beseitigungsflächen im Preis der Beseitigung auszudrücken. Bei Kapazitätsengpässen im Ausland würde überdies auch ein hoher Beseitigungspreis kurz- und mittelfristig nicht steuernd wirken.

505. Deshalb erscheint dem Rat auch im Rahmen der Richtlinie (Umweltschutzeinwand) und des generellen Regelungsvorbehalts nach Artikel 56, 66 (Gesundheitsschutz) oder Artikel 59 EWG-Vertrag (ungeschriebener Gemeinwohlvorbehalt) eine Abwehr ausländischer Abfälle nicht ausgeschlossen, wenn der Exportstaat seine Pflichten aus der Richtlinie nicht erfüllt, sondern die Abfallbeseitigungslasten seiner Produktion systematisch auf den Importstaat abwälzt (Gedanke der Reziprozität). Als pauschale Regelung kommt auch eine quotenmäßige Begrenzung der Aufnahme ausländischer Abfälle, z. B. in Höhe von 20 % der Aufnahmekapazität, in Betracht. Angesichts der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs, der im Rahmen der Gemeinwohlklausel bisher „diskriminierende", das heißt nach der Herkunft (Staatsangehörigkeit) differenzierende Regelungen stets für unzulässig erklärt hat, sind mit derartigen „Regelungen" jedoch erhebliche rechtliche Risiken verbunden. Gemeinschaftsrechtlich abgesichert sind nur Lösungen, die ohne Diskriminierung nach der Herkunft der Abfälle den Zugang zu inländischen Beseitigungsanlagen aus sachlichen Gründen beschränken.

Abfallwirtschaftlich sinnvoll und gemeinschaftsrechtlich weniger problematisch sind jedenfalls Regelungen, die ohne Rücksicht auf die in- oder ausländische Herkunft der Abfälle unvernünftige Abfalltransporte, das heißt Transporte über große Entfernungen hinweg, von der Annahme ausschließen. Mit derartigen Regelungen würde dem regionalisierten Verursacherprinzip, das heißt dem Grundsatz regionalisierter Beseitigung von Abfällen in angemessener Nähe zum Produktionsort, Rechnung getragen. Abfallwirtschaftlich sinnvolle regionale Kooperationen bei der Abfallbeseitigung über die Grenzen hinaus wären ohne weiteres möglich. Von dieser Grundsatzregelung wären solche seltenen Fälle auszunehmen, in denen eine Beseitigungsanlage (wie z. B. die Untertagedeponie Herfa-Neurode) besonders günstige natürliche Voraussetzungen, die nur selten in der Gemeinschaft anzutreffen sind, aufweist und ausländische Abfallerzeuger nach der Natur der betreffenden Abfälle auf die Benutzung der Anlage angewiesen sind (von WILMOWSKY, 1990, S. 276f.).

2.5.3.2.5 Rechtsprobleme bei der Ausfuhr von Abfällen

506. Was die Ausfuhr von Abfällen in andere Mitgliedstaaten anbelangt, steht insbesondere der Andienungs- und Benutzungszwang, der nach § 11 Abs. 1 Nr. 3 AbfVerbrV einer Ausfuhr entgegensteht, auf dem EG-rechtlichen Prüfstand. In der Hausmüllbeseitigung wirft der Entzug der primären Beseitigungsverantwortung der privaten Haushalte und ihre Übertragung auf die öffentliche Hand keine gemeinschaftsrechtlichen Probleme auf. Gegenüber Produktionsabfällen ist ein Andienungs- und Benutzungszwang, wie er z. B. in Hessen, Bayern, Rheinland-Pfalz und dem Saarland besteht, dagegen mit dem EWG-Vertrag nur unter erheblichen Einschränkungen zu vereinbaren (von WILMOWSKY, 1990, S. 302—321).

507. Der Europäische Gerichtshof hat — wenngleich für verwertbare Reststoffe — entschieden, daß der französische Andienungs- und Benutzungszwang in der Altölentsorgung und der niederländische Andienungs- und Benutzungszwang bei der Verarbeitung von Geflügelschlachtabfällen gegen Artikel 34 des EWG-Vertrages verstoßen (EuGH, Urteile vom 10. März 1983, Rs. 172/82, Inter-Huiles, Slg. 1983, S. 555 und 6. Oktober 1987, Rs. 118/86, Nertsvoederfabriek, Slg. 1987, S. 3883). Mit dem Andienungs- und Benutzungszwang wird ein Bündel von Regelungsinteressen verfolgt, die bei Produktionsabfällen durchweg nicht in der Lage sind, Eingriffe in den innergemeinschaftlichen Dienstleistungsverkehr zu rechtfertigen. Insbesondere die Sicherung der wirtschaftlichen Auslastung inländischer Beseitigungsanlagen zählt zu den protektionistischen Maßnahmen, die der EWG-Vertrag gerade beseitigen möchte (von KEMPIS, 1985, S. 358, 361; von WILMOWSKY, 1990, S. 303—315). Unter Gesichtspunkten des Umweltschutzes ist ein Andienungs- und Benutzungszwang bei Produktionsabfällen eher skeptisch zu beurteilen (von WILMOWSKY, 1990, S. 365—372). Er läuft dem Verursacherprinzip zuwider, indem er die industriellen Abfallerzeuger aus der primären Beseitigungsverantwortung entläßt und diese auf das zentrale Beseitigungsunternehmen verlagert. Mit der Isolation der abfallerzeugenden Wirtschaft von der vollen Breite der Beseitigungsproblematik gehen wesentliche Impulse für Abfallvermeidung und -verwertung verloren. Das gilt insbesondere dann, wenn — was regelmäßig der Fall ist — der Andienungs- und Benutzungszwang mit einer Beseitigungsgarantie verbunden ist, so daß die Unternehmen ohne Rücksicht auf verfügbare Beseitigungskapazitäten Abfälle erzeugen und den zentralen Beseitigungsunternehmen andienen können. Ebensowenig wie der Staat bei den anderen produktionsbedingten Umweltbelastungen die Reinigung von Abluft oder Abwasser übernommen hat, sollte er die Beseitigung von Produktionsabfällen zu seiner Aufgabe machen.

508. Das Problem ist aber die Existenz unterschiedlicher Beseitigungsstandards (hinsichtlich Beseitigungsart und technischen Anforderungen) in den Mitgliedstaaten, die zusammen mit den Kapazitätsengpässen im Inland einen erheblichen Druck in Richtung auf Abfallexporte ausüben. Es besteht hier ein Konflikt zwischen einem weitgehend einheitlichen Markt für den Waren- und Dienstleistungsverkehr, der zu einer Ausnutzung aller Kosteneinsparungsmöglichkeiten zwingt, und der Aufrechterhaltung unterschiedlicher nationaler Beseitigungsstandards. Die Vollendung des Binnenmarktes bis Ende 1992 wird diesen Widerspruch noch verschärfen (Task Force, 1989, S. 4 und 7). Unter Effizienzgesichtspunkten lassen sich Abfallexporte unter diesen Bedingungen

nicht rechtfertigen, da sie nicht die leistungsfähigste, sondern die laxeste Abfallbeseitigung belohnen und in der ganzen Gemeinschaft keine Flächen für die Schaffung neuer Altlasten zur Verfügung stehen sollten. Auch die Überlegung, Abfälle sollten — bei Einverständnis des Empfängerstaates — dort beseitigt werden, wo dies die geringsten Umweltauswirkungen verursacht, rechtfertigt nicht den Export in Billigbeseitigungsländer. Darüber hinaus ist insbesondere zu befürchten, daß die inländischen Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen behindert werden, weil sich die Unternehmen dem durch hohe inländische Beseitigungsstandards ausgehenden wirtschaftlichen Druck einfach entziehen können.

509. Um das Ausweichen der Abfallerzeuger auf Beseitigungsanlagen mit geringerem Schutzniveau zu verhindern, ist der Andienungs- und Benutzungszwang aber langfristig entbehrlich. An seine Stelle muß die Festlegung harmonisierter Beseitungsstandards durch das Gemeinschaftsrecht treten. Eine Harmonisierung der Beseitigungsanforderungen auf hohem Niveau und — was vielfach ignoriert wird — die Gewährleistung eines wirksamen Vollzugs dieser Anforderungen ist langfristig die einzig sinnvolle Lösung.

Solange eine solche Harmonisierung nicht durchgesetzt werden kann, spricht einiges für die Beibehaltung des inländischen Andienungs- und Benutzungszwangs. In der vorliegenden umfassenden Form läßt er sich jedoch gemeinschaftsrechtlich wohl nicht rechtfertigen.

510. In Artikel 4 Abs. 6 Unterabs. 2 der EG-Verbringungsrichtlinie wird den Mitgliedstaaten zwar die Befugnis zur Anordnung eines Andienungs- und Benutzungszwangs in Entsorgungsplänen verliehen. Auch die Bestimmungen der EG-Abfallrichtlinien über die Beseitigungsplanung (Artikel 5 und 6 der Abfallrichtlinie 75/442/EWG; Artikel 6 und 7 der Sonderabfallrichtlinie 78/319/EWG) sowie die Ermächtigung der Sonderabfallrichtlinie zu strengeren nationalen Maßnahmen (Artikel 8) können in diesem Sinne ausgelegt werden. Der Gemeinschaftsgesetzgeber ist jedoch selbst an die Grundfreiheiten des EWG-Vertrags gebunden.

Im Urteil zur Rs. 240/83 hat der Europäische Gerichtshof ausgesprochen, daß der Gemeinschaftsgesetzgeber den freien Warenverkehr zwischen den Mitgliedstaaten Beschränkungen unterwerfen kann, die durch die von der Gemeinschaft verfolgten, im Allgemeininteresse liegenden Ziele gerechtfertigt sind, wobei das Wesen der wirtschaftlichen Grundfreiheiten nicht beeinträchtigt werden darf (Urteil vom 7. Februar 1985, ADBHU, Slg. 1985, S. 531). Der Umweltschutz gehört zu den Gemeinschaftszielen, die Interventionen in den innergemeinschaftlichen Wirtschaftsverkehr zu legitimieren vermögen. Dem Gemeinschaftsgesetzgeber sollte es möglich sein zu verhindern, daß Abfälle aus Mitgliedstaaten mit hohen Beseitigungsstandards in Mitgliedstaaten mit niedrigeren Schutzanforderungen verbracht werden können (von WILMOWSKY, 1990, S. 321—364). Ein Andienungs- und Benutzungszwang schießt jedoch über dieses Ziel hinaus, weil damit der Zugang auch zu gleichwertigen oder gar besseren Beseitigungsanlagen in anderen Staaten ausgeschlossen wird. Dementsprechend hat der Europäische Gerichtshof (EuGH, Slg. 1983, S. 555) die Regelung der Altölrichtlinie über Gebietsmonopole für das Einsammeln von Altölen dahin ausgelegt, daß sie Exportverbote nicht rechtfertigt.

511. Dem Anliegen, einer Flucht in den Export vorzubeugen, genügt es, wenn Exporte im Abfallbeseitigungsplan nur dann zugelassen werden, wenn die Beseitigungsstandards im Empfängerstaat dem Gemeinschaftsrecht entsprechen oder — soweit das Gemeinschaftsrecht, wie gegenwärtig, die Beseitigungsstandards noch nicht harmonisiert hat — rechtlich und praktisch denen in der Bundesrepublik mindestens gleichwertig sind. Die Gleichwertigkeit könnte durch ein Nachweis- und Zertifizierungssystem im Rahmen der Überprüfung der Vereinbarkeit des Exportes mit dem Abfallbeseitigungsplan nach § 11 Abs. 1 Nr. 3 AbfVerbrV sichergestellt werden.

Durch eine solche Regelung würden nicht mehr die unterschiedlichen Beseitigungsstandards und die hierauf beruhenden Kostenunterschiede, sondern nur noch effizienz- und transportbedingte Kostenunterschiede die Entscheidung für oder gegen den Abfallexport motivieren können. Wie bei den Importen, wäre auch der Weg zu abfallwirtschaftlich sinnvollen regionalen Kooperationen geöffnet (von WILMOWSKY, 1990, S. 346—364). Wegen des Vorrangs des primären Gemeinschaftsrechts spricht nach Auffassung des Rates vieles dafür, Artikel 4 Abs. 6 Unterabs. 2 der Richtlinie 84/631/EWG vertragskonform einschränkend dahin auszulegen, daß diese Bestimmung die Mitgliedstaaten lediglich dazu ermächtigt, die Ausfuhr von Abfällen in andere Mitgliedstaaten auf solche Anlagen zu beschränken, die den inländischen Standards mindestens annähernd gleichwertige Anforderungen erfüllen. Gegenwärtig wären auch bei einer derartigen Einschränkung Totalverbote von Exporten aus der Bundesrepublik in andere EG-Mitgliedstaaten zulässig, da diese regelmäßig mindere Beseitigungsstandards anwenden.

512. Der Rat hält es nicht für völlig zweifelsfrei, ob diese an sich schlüssige Konzeption von dem eher integrationsfreundlichen Europäischen Gerichtshof akzeptiert werden wird. Es ist nicht ausgeschlossen, daß derartige Exportbeschränkungen zusätzlich der Rechtfertigung durch den Nachweis konkreter inländischer Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen bei Produktionsabfällen bedürfen, die durch Exporte in Billigbeseitigungsländer frustriert werden könnten. Hierfür könnten bereits die bloßen gesetzlichen Regelungen nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG, § 3 Abs. 4, S. 2 in Verbindung mit Abs. 2, S. 3 AbfG ausreichen. Jedenfalls hat die Bundesrepublik mit den jüngeren Bemühungen um Konkretisierung der ersteren Vorschrift (Muster-Verwaltungsvorschrift zu § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG) belegt, welchen hohen Rang sie der Vermeidung und Verwertung von Reststoffen auch im Vollzug beimißt. Ein Unterlaufen dieser Politik durch Exporte in Billigentsorgungsländer sollte sie verhindern können, sobald sie über ausreichende inländische Kapazitäten verfügt.

2.5.3.2.6 Verwertung von Abfällen

513. Das europäische Gemeinschaftsrecht trifft keine dem deutschen Recht entsprechende Unterscheidung zwischen Reststoffen, die als Wirtschaftsgut verwertet werden, und Abfällen, die entsorgt werden oder zu entsorgen sind. Die maßgeblichen Richtlinien gehen von einem einheitlichen Abfallbegriff aus (EuGH vom 28. März 1990, Rs. C — 206 und 207/88, Vessoso/Zanetti; Rs. C — 359/88 Zanetti, noch nicht veröffentlicht), so daß Reststoffe, die Dritten zur Verwertung überlassen werden, als Abfälle gelten. Die von der Kommission vorgeschlagene Novellierung dieser Richtlinien will diesen Grundsatz unmißverständlich zum Ausdruck bringen, wenngleich für verwertbare Stoffe die Anforderungen des Binnenmarktes besonders hervorgehoben werden. Diese Gleichstellung (Artikel 3 Abs. 1, 3 in Verbindung mit Anhang II des Vorschlags der Rahmenrichtlinie über Abfälle) gilt auch für die Verbringungsrichtlinie, die nur hinsichtlich metallischer Reststoffe gewisse Ausnahmeregelungen enthält.

514. Die Einheitsbetrachtung des sekundären Gemeinschaftsrechtes ändert aber nichts daran, daß die Reststoff- und Abfallverwertung — im Unterschied zur sonstigen Abfallbeseitigung — in den Schutzbereich der Warenverkehrsfreiheit nach Artikel 30ff. EWG-Vertrag fällt und hier das Interesse an der Offenhaltung der Märkte besonderes Gewicht besitzt (EuGH vom 10. März 1983, Rs. 172/82, Inter-Huiles, Slg. 1983, S. 555; vom 6. Oktober 1987, Rs. 118/86, Nertsvoederfabriek, Slg. 1987, S. 3883). Die Überlegungen, die man zur Rechtfertigung von Import- und Exportbeschränkungen im Bereich der Abfallbeseitigung anführen kann, vermögen Beschränkungen der grenzüberschreitenden Verbringung von Reststoffen und Abfällen zur Verwertung nur ausnahmsweise zu rechtfertigen. Im Hinblick hierauf dürfte die Gleichstellung von verwertbaren Reststoffen und Abfällen mit zu beseitigenden Abfällen in der Verbringungsrichtlinie — mit der Ausnahmeregelung nur für metallische Reststoffe — eine Überregelung darstellen, die die Verwertung erschwert. Sie sollte bei der Überarbeitung der Verbringungsrichtlinie beseitigt werden (BT-Drucksache 11/6150, S. 4; BR-Drucksache 432/88 [Beschluß], 530/89 [Beschluß]).

Jedenfalls wird man schon auf den Boden des geltenden Rechts die den betroffenen Staaten eingeräumten Befugnisse zur Geltendmachung von Einwänden eher restriktiv auszulegen haben. Reststoffe und Abfälle, die verwertet werden sollen, sind ein Wirtschaftsgut, für dessen Behandlung grundsätzlich die Marktkräfte gelten müssen. Dies bedeutet aber auch, daß grundsätzlich — genausowenig wie bei der Herstellung von Wirtschaftsgütern aus Rohstoffen — Kapazitätsprobleme im Inland Importverbote nicht zu rechtfertigen vermögen. Ebensowenig zu rechtfertigen sind Exportverbote aufgrund unterschiedlicher Umweltanforderungen, sofern EG-Recht beachtet wird. Wenn im Empfängerstaat z. B. Bioabfälle zu Futtermitteln verwertet werden können, weil dieser Staat — EG-rechtskonform — niedere Futtermittelstandards besitzt, so gibt dies dem Exportstaat keinen sachlichen Grund zu einem Exportverbot. Schon gar nicht lassen sich Exporte von Abfällen zur Verwertung im Ausland mit der Begründung verhindern, dies stelle eine Scheinlösung der heimischen Abfallprobleme dar oder verhindere die Auslastung inländischer Verwertungsanlagen. Umweltprobleme durch die Verwertung sind durch Kontrollen, die sich auf Transporte und den Verwertungsvorgang beziehen, nicht durch Verhinderung des Verkehrs mit Reststoffen und Abfällen über die Grenzen zu bewältigen. Die im Entwurf vorliegende Verordnung zur Bestimmung von Reststoffen nach § 2 Abs. 3 AbfG stellt hierfür einen grundsätzlich geeigneten Ansatz dar.

515. Eine derart auf die Sicht des freien Warenverkehrs abstellende Argumentation gerät allerdings in Gefahr zu vernachlässigen, daß die Verwertung nicht nur Herstellung eines neuen Wirtschaftsguts, sondern zugleich auch Entsorgung von Abfällen ist, die ohne diese Verwertung verbrannt oder deponiert werden müßten. Eine Schwächung der Fähigkeit eines Landes zur Verwertung im Inland kann — muß aber nicht — die Folge haben, daß das Volumen der zu verbrennenden oder zu deponierenden Abfälle ansteigt.

2.5.3.2.7 Folgerungen aus der Rechtslage

516. Die im Lichte des Gemeinschaftsrechts erforderlichen Änderungen des geltenden Rechts sind auf nationaler Ebene möglich, z. B. durch Vorgaben für den Inhalt der Abfallbeseitigungspläne. Auch kommt die Entwicklung grenzüberschreitender Beseitigungskonzepte im Rahmen einer von mehreren Mitgliedstaaten oder ihren Untergliederungen vereinbarten gemeinsamen Regionalisierung in Betracht; sie ist nationalen Lösungen vorzuziehen, weil sie eher zu einem angemessenen Interessenausgleich führen dürfte. Eine Gemeinschaftsregelung durch Änderung der Abfallrichtlinien würde wohl weitergehende Handlungsspielräume für einen Kompromiß zwischen Binnenmarkt und abfallwirtschaftlichen Postulaten eröffnen. Vordringlich erscheint dem Rat allerdings, daß auf Gemeinschaftsebene zunächst eine Abfallwirtschaftskonzeption entwickelt wird, die unmißverständlich die Pflicht jedes Mitgliedstaates zur Schaffung einer quantitativ ausreichenden und qualitativ am Stand der Technik orientierten Beseitigungsinfrastruktur verankert und die Pflichten der Mitgliedstaaten zur Reduzierung der Abfallmengen oder zur Abfallverwertung verstärkt. Eine Harmonisierung der Beseitigungsstandards darf sich freilich nicht auf bloße Formelkompromisse beschränken, sondern muß konkrete technische Anforderungen und Grenzwerte nach dem Muster der Richtlinien über Verbrennungsanlagen für Hausmüll (89/369 und 89/426/EWG) vorgeben. Auch müßte die Definition gefährlicher Abfälle harmonisiert und für die Kontrolle der Transporte nach dem Fortfall der Grenzen eine Lösung gefunden werden. Dann wird sich das Problem der grenzüberschreitenden Abfallverbringung in der Gemeinschaft zwar nicht auf einmal von selbst lösen, wohl aber mittelfristig in seinen Dimensionen entscheidend reduzieren. Solange es freilich der Bundesrepublik Deutschland nicht gelingt, ihre eigene Beseitigungskapazität zu erhöhen und von Abfallexporten weitgehend unabhängig zu werden, ist der Ruf nach einer gemeinschaftsrechtlichen Regelung hinsichtlich

der Beseitigungsinfrastruktur und der Beseitigungsstandards wenig glaubwürdig.

517. Der Rat begrüßt es, daß die Organe der Europäischen Gemeinschaft nunmehr Überlegungen über eine neue Gemeinschaftsstrategie für die Abfallwirtschaft anstellen, die dem Konflikt zwischen Verkehrsfreiheit für Abfälle im europäischen Binnenmarkt und den Anforderungen einer modernen Abfallwirtschaft auf hohem Umweltschutzniveau Rechnung zu tragen versuchen. In einem Strategiepapier der Kommission aus dem Jahre 1989 wird anerkannt, daß unterschiedliche Beseitigungsstandards, aber auch sonstige die Beseitigungskosten bestimmende Faktoren in den Mitgliedstaaten zu einer Sogwirkung führen können, die die Umwelt in Billigbeseitigungsländern übermäßig belasten und die Vermeidung und Verwertung von Abfällen im Ursprungsland erschweren (Kommission der Europäischen Gemeinschaften, SEK [89] 934 endg., S. 18ff.). Es wird die Forderung erhoben, nicht nur die Beseitigungsstandards zu harmonisieren, sondern darüber hinaus in der gesamten Gemeinschaft ein Netz von Beseitigungsanlagen auf hohem Schutzniveau zu schaffen, das sicherstellt, daß die Abfallbeseitigung nicht zu regionalen Ungleichgewichten führt. Die Lösung liegt nach Auffassung der Kommission in einer Änderung der abfallrechtlichen Richtlinien, die sicherstellt, „daß die Abfälle soweit wie möglich in den am nächsten gelegenen Anlagen nach den geeignetesten Technologien entsorgt werden, die ein hohes Niveau des Umweltschutzes und der öffentlichen Gesundheit gewährleisten" (Kommission der Europäischen Gemeinschaften, SEK [89] 934 endg., S. 23). Für Abfälle, die von dritten Unternehmen verwertet werden, soll es, um die Verwertung möglichst kostengünstig durchzuführen, grundsätzlich beim Prinzip des offenen Marktes bleiben, sofern der Verkehr mit diesen Abfällen kontrolliert wird und die Verwertung in einer zugelassenen Anlage erfolgt.

518. Der Rat ist der Ansicht, daß diese Vorstellungen Ansatzpunkte für eine zukunftsweisende Fortentwicklung der Abfallwirtschaft in der Gemeinschaft im Rahmen der Vorgaben des EWG-Vertrages, die eine Beeinträchtigung des Wesensgehalts der Dienstleistungsfreiheit ausschließen, bieten, wenngleich der Rat aus rein umweltpolitischen Erwägungen einer weitergehenden Verwirklichung des Prinzips der Inlandsentsorgung zuneigt (Abschn. 2.5.3.1.2). Diese Vorstellungen sind jedenfalls unakzeptabel, wenn sie nicht in den abfallrechtlichen Richtlinien in vollziehbare Normen umgesetzt werden. Dazu gehört die Verpflichtung jedes Mitgliedstaates zur Schaffung einer ausreichenden eigenen Beseitigungsinfrastruktur und eine effektive Harmonisierung der Beseitigungsstandards (BT-Drucksache 11/6150, S. 3; BR-Drucksache 432/88 [Beschluß], 530/89 [Beschluß]). Die vorliegenden Kommissionsvorschläge (ABl. C 295 vom 19. November 1988) werden dem nicht gerecht. Insbesondere scheint die Kommission irrig von einer grundsätzlichen Gleichwertigkeit der Beseitigungsstandards der Mitgliedstaaten auszugehen, da sie in Artikel 10 des Vorschlags zur Änderung der Richtlinie über gefährliche Abfälle letztlich nur eine vergleichende Bewertung der Standards und eine eventuelle Harmonisierung ins Auge faßt. Der Rat unterstützt die Bundesregierung nachdrücklich in ihrem Bemühen, auf Verbesserung der abfallrechtlichen Richtlinien zu dringen.

519. Der Ministerrat hat sich in seiner Entschließung vom 22. März 1990 grundsätzlich für eine Inlandsentsorgung mit Ausnahme grenznaher Beseitigung sowie der Entsorgung kleiner Mitgliedstaaten ausgesprochen. Diese Vorstellungen sind Grundlage für die Diskussion des Rates über die Novellierung der Abfallrichtlinien der Europäischen Gemeinschaft. Damit sind gute Voraussetzungen dafür gegeben, daß letztlich ein vernünftiger Kompromiß zwischen den Belangen des Binnenmarktes und der Abfallwirtschaftspolitik zustande kommen wird.

2.5.3.3 Auswirkungen der EG auf die Abfallwirtschaftspolitik der Bundesrepublik Deutschland

2.5.3.3.1 Überblick über den Zusammenhang

520. Die internationale Dimension der Abfallpolitik beschränkt sich, wie oben in Abschnitt 2.5.1 ausgeführt, keineswegs auf die grenzüberschreitende Abfallbeseitigung, wenngleich diese einen erheblichen Teil der öffentlichen Aufmerksamkeit und der politischen Bemühungen, soweit sie international ausgerichtet sind, ausmachen. Daneben stehen die Auswirkungen der EG, die auch ohne jegliche grenzüberschreitende Abfallbewegungen auf die Abfallwirtschaftspolitik der Bundesrepublik ausgehen.

Über diesen zweiten internationalen Aspekt gibt Abbildung 2.5.3 einen Überblick. Dort sind Ansatzpunkte der Umweltpolitik, und ihnen zugeordnet abfallwirtschaftliche Bereiche, so angeordnet, daß ein zunehmender Einfluß der EG auf die nationale Politik sichtbar wird. Dabei wird unter den EG-Regelungen nochmals zwischen expliziten Umweltnormen (EG-Richtlinien und ihrer nationalen Umsetzung) einerseits und Wettbewerbsnormen andererseits unterschieden. Die Wettbewerbsnormen erhalten mit dem Übergang zum Binnenmarkt Ende 1992 besondere Bedeutung, weil der freie und durch die Regelungen eines einzelnen Mitgliedsstaates möglichst unverzerrte Verkehr von Gütern und Dienstleistungen den Kern des Binnenmarktes ausmacht.

521. Nationale Umweltpolitik ist durch das Gemeinschaftsrecht bisher verhältnismäßig wenig beeinflußt, solange sie sich auf Emissionen aus stationären Anlagen konzentriert hat. Emissionsbezogene Regelungen wie die Großfeuerungsanlagenverordnung oder die TA Luft sind weitgehend national festgelegt worden, da die betreffenden EG-Richtlinien nur Mindestanforderungen aufstellen. Für die Abfallwirtschaft gilt entsprechend, daß auch Vorschriften zur Vermeidung oder Verwertung, soweit sie an Anlagengenehmigungen anknüpfen, weiterhin weitgehend autonom festgelegt werden können, denn der Wettbewerb wird damit allenfalls zu Ungunsten der eigenen Unternehmen beeinflußt.

Weiterhin muß bedacht werden, daß die so erhöhte Konkurrenzfähigkeit anderer EG-Länder, die weniger strenge Umweltanforderungen an stationäre Quellen stellen, zu verstärkten Güterimporten führen und in-

ländische Güter unter Preisdruck setzen kann. Diese Situation, die allenfalls bei wenigen Gütern oder Produkten realistisch erscheint, ist wohl hinzunehmen, um diesen Ländern Export- und Einkommenschancen zu ermöglichen, da sie sich nur auf diese Weise zukünftige Verbesserungen, unter anderem auch im Umweltschutz, leisten können. Dagegen sind mobile Quellen notwendigerweise eher ein Gegenstand der EG-Normen, da sie als solche Gegenstand des grenzüberschreitenden Handels sind. Abfallpolitisch ist dieser Bereich aber weniger bedeutsam, da beispielsweise Altöl oder zu entsorgende ausgetauschte Kraftfahrzeugteile im Hinblick auf den Betrieb der Kraftfahrzeugwerkstatt als „stationärer Anlage" geregelt werden.

522. Sehr viel anders sieht der nationale Spielraum aus, wenn es um die Regelungen für Produkte oder umweltpolitisch problematische Stoffe geht. Beides ist Gegenstand intensiven internationalen Handels und daher doppelt bedeutsam im Rahmen des Gemeinschaftsrechts. Zum einen gehen Produkte und Stoffe auch ins Ausland bzw. kommen ins Inland und verursachen im Zielland unter Umständen Umweltbelastungen, insbesondere auch in der Abfallwirtschaft. Zum anderen können Vorschriften für Produkte und Stoffe aber, wenn sie in einem Land deutlich schärfer sind als im anderen, den Import behindern und beeinflussen damit den Wettbewerb. Dies drückt sich in Abbildung 2.5.3 darin aus, daß in der letzten Zeile der Bezug zu den Normen über den grenzüberschreitenden Handel als „stark gegeben" charakterisiert ist. Die besondere Bedeutung der EG zeigt sich also darin, daß in diesem zunehmend wichtiger werdenden Regelungsbereich der Umweltpolitik die EG-Regelungen stärker greifen, und zwar insbesondere unter dem für die Umweltpolitik eher hemmenden Wettbewerbsaspekt. Allgemein ergeben sich somit in der Anordnung von Abbildung 2.5.3 von links nach rechts zunehmende Einflüsse der EG auf die Umweltpolitik, hier die Abfallpolitik, die insbesondere mit ihren Auswirkungen auf den Wettbewerb innerhalb der Gemeinschaft begründet werden.

2.5.3.3.2 Produkte versus Stoffe

523. Produkte sind umweltpolitisch vergleichsweise einfacher zu erfassen als Stoffe, da sie als solche als gehandelte „Einheiten" identifizierbar, mit Steuern und Abgaben belegbar und — nach Fortfall der Grenzkontrollen — jedenfalls am Verbrauchsort relativ einfach kontrollierbar sind. Daher konnte über die Frage eines Pfandes für Einwegverpackungen eine EG-konforme und praktizierbare Regelung gefunden werden (Abschn. 2.5.3.3.3.1), und auch der Gedanke einer beim Produzenten zu erhebenden PKW-Beseitigungsabgabe (gleich wie man sie umweltpolitisch bewertet) ließe sich organisatorisch und rechtlich eindeutig klären.

524. Bei Stoffen ist eine Kontrolle vor Ort ebenfalls vergleichsweise einfach, solange sie als Rohstoffe oder als Zwischenprodukte, in denen sie in dominanter Form vorkommen, gehandelt werden. Etwas anders sieht es aus, wenn Stoffe in Produkten, seien es Zwischen- oder Konsumprodukte, in nichtdominanter Form enthalten sind. Als Beispiele hierfür können etwa PCP im Obstkistenholz, Cadmium in Anstrichen oder Plastikteilen gelten. Prinzipiell läßt sich auch hier eine Regelung denken, die z. B. die Einfuhr oder die Weiterverwendung solcher Stoffe untersagt. Die Frage ist aber, wie dies nach 1992, falls dann die Grenzen weggefallen sind, überprüft werden kann.

525. Insgesamt läßt sich vermuten, daß die mit dem Übergang zum EG-Binnenmarkt auftretenden Wachstumsimpulse und zu erwartenden Güterströme dennoch nicht zu einer Verstärkung dieser spezifischen Probleme führen dürften. Die grenzüberschreitenden Güter, die Problemstoffe in nichtdominanter Form enthalten, waren immer schon auf dem Markt und bedeuten für sich genommen auch keine neue Dimension der Umweltproblematik. Wenn deutsche Firmen Vor- oder Zwischenprodukte im Ausland kaufen, müssen sie dennoch nach deutschem Recht produzieren. Sie sind für die rechtmäßige Qualität des Gutes verantwortlich und von daher wohl selbst bestrebt, Vorprodukte in ausreichender Qualität einzusetzen. Es könnte sich daher allenfalls um eine quantitative Zunahme der Problemstoffe handeln.

526. Auch in rechtlicher Hinsicht auftretende Probleme haben weniger Regelungs- als vielmehr Überwachungscharakter. Wenn die EG stoffbezogene Regelungen an sich zieht und die Anforderungen an deutschen Vorschriften ausrichtet, ist kein großer nationaler Regelungsbedarf mehr gegeben. Selbst wenn keine EG-Regelungen getroffen werden, bleibt die Möglichkeit bestehen, weitgehende inländische Anforderungen an Produkte oder Stoffe festzulegen. In diesem Fall dürften jedoch die Schwierigkeiten einsetzen, diese höheren Normen gegenüber den Interessen der nationalen Wirtschaft politisch durchzusetzen und zu vollziehen. Probleme sind außerdem gegeben, wenn ausländische Endprodukte von den Anforderungen in besonderem Maße betroffen sind. Dies gilt etwa für die Schwierigkeiten ausländischer Anbieter von Mineralwasser, die in ihrem Heimatland kein funktionierendes Mehrwegsystem besitzen, bei der Einführung eines Pfandes auf Plastikflaschen in der Bundesrepublik.

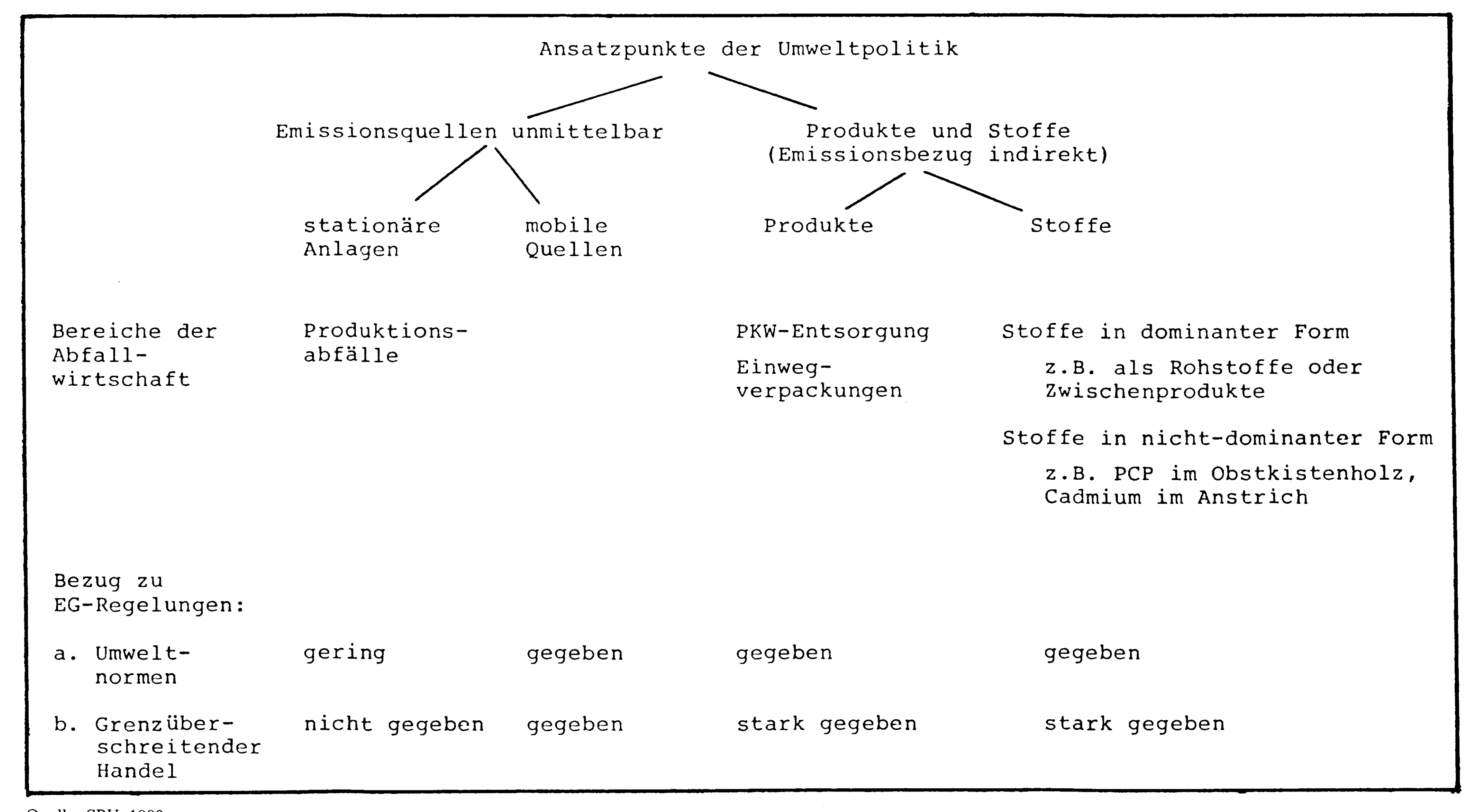
2.5.3.3.3 Rechtliche Anforderungen

2.5.3.3.3.1 Anforderungen an Produktbeschaffenheit und Vermarktung

527. Gemeinschaftliche Produktregelungen zur Förderung der Verwertung oder umweltschonenden Beseitigung finden sich bisher nur hinsichtlich einiger weniger Produkte oder Produktgruppen. Zu nennen sind Getränkeverpackungen, Altpapier, Altöle, PCB und PCT in Maschinen und Geräten sowie Altbatterien. Abgesehen von der Regelung für Altöle (Richtlinie 75/436/EWG, ABl. L 194 vom 25. Juli 1975, S. 23, geändert durch Richtlinie 87/101/EWG, ABl. L 42 vom 12. Februar 1987, S. 43) und PCB- und PCT-Produkte (Richtlinie 76/403/EWG, ABl. 108 vom 26. April 1976, S. 41; Richtlinie 76/769/EWG, ABl. L 262 vom 27. September 1976, S. 201, mehrfach geändert) handelt es

Abbildung 2.5.3

Umweltpolitik, insbesondere Abfallwirtschaft, und EG-Grenzen (ohne grenzüberschreitende Abfallentsorgung)



Quelle: SRU, 1990

sich allerdings im allgemeinen um „weiche" Regelungen, die den Mitgliedstaaten erhebliche Spielräume belassen. So enthält die Verpackungsrichtlinie der Gemeinschaft vom 27. Juni 1985 (Richtlinie 85/339/ EWG, ABl. Nr. L 176 vom 6. Juli 1985) keine vollständige Harmonisierung der Regelungen über Getränkeverpackungen, sondern gibt den Mitgliedstaaten nur auf, Programme zur Verringerung des Gewichts oder Volumens der Verpackungen zu erstellen, insbesondere den Anteil von Mehrwegverpackungen zu erhöhen, soweit gewerbliche Tätigkeit und Marktumstände dies erlauben (Artikel 4 Abs. 1 e). Dabei sollen Maßnahmen im Rahmen dieser Vorschrift ihre Grenzen in den Bestimmungen des freien Warenverkehrs finden. Auch abfallbezogene Kennzeichnungsvorschriften gibt es bisher auf Gemeinschaftsebene nicht. Gegenwärtig liegt das Schwergewicht abfallbezogener Produktregelungen daher noch bei den Mitgliedstaaten. Die Kommission hat in ihrem Strategiepapier (Kommission der Europäischen Gemeinschaften, SEK [89] 934 endg., S. 13) aber Vorschläge im Bereich der Kunststoff- und Metallverpackungen für Getränke angekündigt, weil sie in diesen Bereichen durch nationale oder kommunale Regelungen den europäischen Binnenmarkt am meisten gefährdet ansieht.

528. Die Frage, inwieweit das Gemeinschaftsrecht den Spielraum des nationalen Gesetzgebers bei abfallbezogenen Produktregelungen einschränkt, beantwortet sich nach den Grundsätzen, die allgemein für umweltschützende Produktnormen gelten. Eine grundsätzliche Unterscheidung zwischen Produktregelungen im engeren Sinne und Anforderungen an Inhaltsstoffe von Produkten (z. B. Beschränkungen solcher Stoffe oder Beimischungsgebote für Sekundärrohstoffe) ist dabei nicht zu machen. Eine nationale Produktregelung greift im übrigen nicht nur dann in die Freiheit des innergemeinschaftlichen Warenverkehrs ein, wenn sie importierte Erzeugnisse härter trifft als inländische, sondern auch dann, wenn sie für in- und ausländische Produkte gleichermaßen gilt. Für die Vereinbarkeit einer nationalen Produktnorm mit dem EWG-Vertrag kommt es entscheidend darauf an, ob der Gemeinschaftsgesetzgeber die fragliche Materie (abschließend) geregelt hat oder nicht.

Besteht auf dem betreffenden Gebiet keine oder keine vollständige Gemeinschaftsregelung, ist die nationale Regelung zulässig, wenn sie geeignet und erforderlich ist, die Umwelt (oder andere in Artikel 36 EWG-Vertrag aufgeführte oder von der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofes als legitim anerkannte Rechtsgüter) zu schützen. § 14 AbfG ermächtigt die Bundesregierung zum Erlaß von Verordnungen, die eine getrennte Entsorgung verschiedener Abfallarten ermöglichen, den Anfall von Abfällen durch Rücknahme- und Pfandsysteme verringern und unter Entsorgungsgesichtspunkten problematische Produktbestandteile vermindern sollen. Auf der Grundlage dieser Bestimmung kann ein abfallbezogenes Produktrecht geschaffen werden, das zur Reduzierung der mit der Abfallbeseitigung verbundenen Umweltbelastungen geeignet und erforderlich ist (KLAGES, 1988, S. 482f.).

Durch Artikel 100a Abs. 4 EWG-Vertrag (in der Fassung der Einheitlichen Europäischen Akte) ist zwar klargestellt, daß der Umweltschutz Maßnahmen gleicher Wirkung wie mengenmäßige Einfuhrbeschränkungen zu rechtfertigen vermag, jedoch verlangt der Grundsatz den Verhältnismäßigkeit, den die Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs Artikel 36 Satz 2 EWG-Vertrag entnimmt, daß ein möglicher Eingriff in die Produktion und den Vertrieb abfallintensiver Erzeugnisse sich auf das Maß dessen beschränkt, was zur Erreichung des Umweltschutzes erforderlich ist. In seinem Urteil zu dem von Dänemark eingeführten obligatorischen Rückgabesystem für Mineralwasser, Erfrischungsgetränke und Bier hat der Gerichtshof das obligatorische Rücknahme- und Pfandsystem als ein notwendiges und verhältnismäßiges Mittel des Umweltschutzes und damit als nach Artikel 30 EWG-Vertrag gerechtfertigt angesehen. Andererseits hat er die zusätzliche Verpflichtung, daß ausländische Hersteller bei einem Absatz von über 3 000 Hektoliter pro Jahr nur von der zuständigen dänischen Behörde zugelassene Getränkebehälter verwenden dürfen, als übermäßige Erschwerung der Importe angesehen; im Hinblick auf die geringe Menge der insgesamt importierten Getränke reiche es aus, daß Rückgabemöglichkeiten nur beim jeweiligen Verkäufer bestünden, selbst wenn dadurch die Anreize zur Rückgabe abgeschwächt würden (Urteil vom 20. September 1988, Rs. 302/86, Kommission/Dänemark, NVwZ 1989, S. 849). Der Gerichtshof hat damit im Grundsatz anerkannt, daß produktbezogene Maßnahmen der Abfallwirtschaft auch auf ausländische Produkte angewandt werden können, zugleich aber deutlich gemacht, daß im Interesse des freien Warenverkehrs gegebenenfalls Abstriche an den aus nationaler Sicht gebotenen Maßnahmen erforderlich sind.

529. Auch wenn eine nationale Regelung an sich zulässig ist, vermag die Europäische Gemeinschaft aufgrund der Notifizierungs- und Stillhalterichtlinie von 1983/88 die Materie vor Erlaß der nationalen Regelung an sich zu ziehen und mit qualifizierter Mehrheit nach Artikel 100a EWG-Vertrag eine Gemeinschaftsregelung zu erlassen, die Sperrwirkung gegenüber jüngerem nationalem Recht besitzt. Der in Artikel 100a Abs. 4 Satz 1 EWG-Vertrag enthaltene Vorrang für strengeres nationales Recht bezieht sich nach dem Wortlaut der Vorschrift nur auf die Anwendung nationaler Vorschriften und wird zum Teil dahin verstanden, daß nur älteres nationales Recht der harmonisierten Regelung vorgeht. Da Hintergrund für den Vorrang schärferen nationalen Rechts nach Artikel 100a Abs. 4 EWG-Vertrag der Streit um nationale Alleingänge beim Katalysatorauto war, erscheint es dem Rat im Einklang mit dem überwiegenden Schrifttum (SCHEUING, 1989, S. 170) an sich plausibel, daß sich die Regelungsbefugnis auch auf die Schaffung neuen Rechts bezieht. Es bleibt jedoch abzuwarten, ob sich der Europäische Gerichtshof insbesondere nach Ablauf des Jahres 1992 dieser eher „integrationsfeindlichen" Auffassung anschließen wird. Auf jeden Fall werden sich nationale Alleingänge nach Artikel 100a Abs. 4 EWG-Vertrag eine strenge Kontrolle ihrer Erforderlichkeit und Verhältnismäßigkeit gefallen lassen müssen. Die notwendige Rücksicht-

nahme auf die übrigen Mitgliedstaaten setzt solchen Alleingängen ohnehin politische Grenzen.

2.5.3.3.3.2 Zur Zulässigkeit von produkt- und stoffbezogenen Abgaben

530. Die Belastung im Inland vermarkteter Produkte mit Abgaben ist zwar geeignet, die Einfuhr von Waren aus anderen Mitgliedstaaten zu beschränken. Produktbezogene Abgaben fallen gleichwohl nicht unter das Verbot der Artikel 30 ff. EWG-Vertrag, sondern sind an Artikel 95 EWG-Vertrag zu messen. Danach dürfen die Mitgliedstaaten auf Waren aus anderen Mitgliedstaaten weder unmittelbar noch mittelbar höhere Abgaben gleich welcher Art erheben, als gleichartige inländische Waren zu tragen haben. Darüber hinaus untersagt Artikel 95 Abs. 2 EWG-Vertrag Wettbewerbsverzerrungen steuerlicher Art auch bei Waren, die nicht gleichartig sind, aber dennoch untereinander im Wettbewerb stehen. Im Unterschied zu den Vorschriften über den freien Warenverkehr erfaßt Artikel 95 EWG-Vertrag ausschließlich diskriminierende Maßnahmen, das heißt Abgaben, die ausländische Waren stärker belasten als konkurrierende Produkte aus inländischer Herstellung. Artikel 95 EWG-Vertrag ordnet eine strengere Rechtsfolge als Artikel 30 EWG-Vertrag an, indem er ein Verbot ohne Rechtfertigungsmöglichkeit statuiert. Eine Abgabe, die EG-ausländische Produkte stärker als inländische belastet, kann nicht nach Artikel 36 EWG-Vertrag oder durch andere vorrangige Interessen des europäischen Allgemeinwohls gerechtfertigt werden.

531. Der Europäische Gerichtshof erkennt die Freiheit der Mitgliedstaaten an, „für bestimmte Erzeugnisse nach Maßgabe objektiver Kriterien, beispielsweise der verwendeten Ausgangsstoffe oder der angewandten Herstellungsverfahren, eine differenzierende Besteuerung einzuführen" (Urteil vom 14. Januar 1981, Rs. 46/80, Vinal/Orbat, Slg. 1981, S. 93). Solche Differenzierungen sind mit Artikel 95 EWG-Vertrag vereinbar, wenn mit ihnen keine dem Vertrag widersprechenden Ziele verfolgt werden und sichergestellt ist, daß jede unmittelbare oder mittelbare Diskriminierung von Einfuhren aus anderen Mitgliedstaaten und jeder Schutz inländischer konkurrierender Produktionen ausgeschlossen ist (EuGH, Slg. 1981, S. 93; GRABITZ, 1989, S. 635). Die Belastung abfallintensiver Produkte mit Abgaben stößt demnach solange auf keine EWG-vertraglichen Bedenken, als die Abgabenregelung nicht gegen Ziele der Gemeinschaft verstößt und ausländische Erzeugnisse nicht benachteiligt.

2.5.3.3.4 Folgerungen aus der Rechtslage

532. Nationale abfallbezogene Produktregelungen sind in einem europäischen Binnenmarkt problematisch und politisch zunehmend schwerer durchsetzbar, da sie vielfach den Marktzugang ausländischer Produkte behindern. Im Fall von nationalen Beschränkungen für Inhaltsstoffe von Produkten wird mit dem Fortfall der Grenzkontrollen auch die Überwachung ihrer Einhaltung schwieriger. Eine Regelung auf Gemeinschaftsebene ist daher vorrangig. Angesichts der Vielzahl zu treffender Regelungen ist es von besonderer Bedeutung, den politischen Entscheidungsprozeß der Gemeinschaftsorgane von Detailarbeit zu entlasten. Dies könnte z. B. dadurch geschehen, daß entsprechend der Entschließung des Rates der EG über eine neue Konzeption auf dem Gebiet der technischen Harmonisierung und Normung vom 7. Mai 1985 (ABl. C 136 vom 4. Juni 1985, S. 1) die europäischen Normungsinstitutionen mit der Entwicklung bestimmter abfallbezogener Produktanforderungen (z. B. über verwertungsgerechte Produkte) betraut würden. Notwendig hierfür ist allerdings ein Grundkonsens in der Gemeinschaft über die Notwendigkeit und die Richtung einer auf Produkte bezogenen Abfallwirtschaftspolitik. Angesichts des bisher fehlenden Gleichklangs der Abfallwirtschaftspolitik der Mitgliedstaaten (z. B. Nebeneinander von Staaten mit funktionstüchtigen Mehrwegsystemen und solchen mit Einwegsystemen bei Getränkeverpackungen) dürfte der Einigungsprozeß auf Gemeinschaftsebene auf erhebliche politische Schwierigkeiten stoßen. Die Einwände gegen die Regelungen Dänemarks und der Bundesrepublik Deutschland im Bereich der Getränkeverpackungen belegen dies zur Genüge. Bei dieser Sachlage werden „nationale Alleingänge" weiterhin erforderlich sein, um die Ziele der deutschen Abfallwirtschaftspolitik zu verwirklichen und Druck auf eine Harmonisierung auf Gemeinschaftsebene auszuüben. Solche Alleingänge sind um so glaubwürdiger als Maßnahmen des Umweltschutzes — und nicht der verschleierten Ausschaltung ausländischer Konkurrenz —, je mehr sie (auch unter teilweisen Abstrichen von dem abfallwirtschaftlich an sich Gebotenen) den besonderen Interessen und Schwierigkeiten ausländischer Anbieter Rechnung tragen.

2.5.4 Zusammenfassung der Empfehlungen

533. In umweltpolitischer Sicht erscheint dem Rat ein völliges Verbot von Abfallverbringungen in Entwicklungsländer angezeigt. Im Verhältnis zu Industriestaaten sollten Abfallexporte nur zugelassen werden, wenn sie nicht der Umgehung der inländischen Beseitigungsstandards oder inländischer Vermeidungs- und Verwertungsbemühungen dienen.

Zur Lösung des Konflikts zwischen den Verkehrsfreiheiten innerhalb des Gemeinsamen Marktes und den Anforderungen einer umweltverträglichen Abfallbeseitigung sollte vorrangig der Gemeinschaftsgesetzgeber tätig werden.

Zu den notwendigen Elementen einer gemeinschaftsrechtlichen Regelung gehört die Verpflichtung eines jeden Mitgliedstaates zur Schaffung einer ausreichenden eigenen Entsorgungsinfrastruktur und eine wirksame Harmonisierung der Beseitigungsstandards. Außerdem sollte der Grundsatz gelten, daß angefallene Abfälle möglichst nah am Entstehungsort zu beseitigen sind. In diesem Rahmen ist Platz für Kooperationen zwischen den Mitgliedstaaten bei der Abfallbeseitigung im grenznahen Bereich sowie bei speziellen Sonderabfällen.

Die Gleichstellung von Abfällen und verwertbaren Reststoffen im sekundären Gemeinschaftsrecht sollte aufgegeben werden, da verwertbare Reststoffe Wirtschaftsgut sind, für deren Behandlung grundsätzlich die Marktkräfte gelten müssen.

Im Bereich der produktbezogenen Abfallwirtschaft sind — beim Fehlen einer vollständigen Harmonisierung auf Gemeinschaftsebene — nationale Alleingänge weiterhin erforderlich, um die Ziele der deutschen Abfallwirtschaftspolitik zu verwirklichen.

3 STAND UND ENTWICKLUNG DES ABFALLAUFKOMMENS, DER ABFALLZUSAMMENSETZUNG UND DER ENTSORGUNG

3.1 Gliederung, Datengrundlagen und Gesamtabfallbilanz

3.1.1 Betrachtete Abfall- und Reststoffbereiche

534. Die Tendenz des Rates, im vorliegenden Abfallwirtschaftsgutachten verstärkt auch Reststoffe mit in die Betrachtung einzubeziehen (Abschn. 2.1.1.3), spiegelt sich auch in der Bestandsaufnahme der in der Bundesrepublik anfallenden Reststoffe und Abfälle sowie deren Verwertung und Beseitigung wider. Hinsichtlich des dreigeteilten Abfallbegriffs und des Reststoffbegriffs wird auf Kapitel 2.2 verwiesen.

Bei diesem breiten Ansatz muß sich die Darstellung nicht nur auf die typischen Abfallbereiche, sondern auch auf Reststoffbereiche und entsprechende Überlappungsbereiche erstrecken. Hierbei ergibt sich eine Gliederungssystematik nicht von selbst; vielmehr ist ein großer Spielraum gegeben, ohne daß eine gewählte Gliederungssystematik frei von Zweifelsfragen wäre. Für die nachfolgende Darstellung ist als systematische Grundlage davon ausgegangen worden, daß zunächst die typischen Abfallbereiche und dann Reststoff- und Überlappungsbereiche in der Abfolge einer problemorientierten Gruppenbildung behandelt werden.

535. Zu den typischen Abfallbereichen gehören

- Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle (Abschn. 3.2.1),
- Abfälle aus dem Produzierenden Gewerbe (Abschn. 3.2.2) mit den Massenabfällen
- Bauschutt und Bodenaushub (Abschn. 3.2.2.1) und
- Bergematerial (Abschn. 3.2.2.2) sowie
- Sonderabfälle (Abschn. 3.2.3).

In der Darstellung folgen dann zwei Bereiche, die mit Oberflächengewässern in Zusammenhang stehen, nämlich

- Baggergut (Abschn. 3.2.4) sowie
- Klärschlamm (Abschn. 3.2.5).

Die folgenden drei Bereiche sind stark von Verwertungstendenzen bestimmt und stehen mehr oder weniger eng mit dem Kraftfahrzeug in Zusammenhang, nämlich

- Altöl (Abschn. 3.2.6),
- Autowracks (Abschn. 3.2.7) sowie
- Altreifen (Abschn. 3.2.8).

Schließlich werden noch zwei Bereiche behandelt, die mit der Nutztierhaltung und der Tierverwertung zusammenhängen:

- Abgänge aus der Nutztierhaltung (Abschn. 3.2.9) sowie
- Schlachtabfälle und Tierkörper (Abschn. 3.2.10).

3.1.2 Datengrundlagen

536. Nach dem Gesetz über Umweltstatistiken (UStatG) werden für Zwecke der Umweltplanung im Abfallbereich folgende Bundesstatistiken geführt:

a) Statistik der öffentlichen Abfallbeseitigung (§ 3 UStatG) (im folgenden Statistik der öffentlichen Abfallentsorgung genannt)

   Die Statistik wurde bisher für die Berichtsjahre 1975, 1977, 1980, 1982, 1984 und 1987 durchgeführt; die Periodizität beträgt ab 1984 drei Jahre.

   Von der Statistik werden ermittelt:

   - Zahl der von der öffentlichen Abfallentsorgung erfaßten Einwohner
   - Angaben über das erfaßte Gebiet
   - Einsammeln und Befördern der Abfälle
   - Art und Menge der Abfälle
   - Art und Ort der Abfallentsorgungsanlagen.

b) Statistik der Abfallbeseitigung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern (§ 4 UStatG) (im folgenden Statistik der Abfallentsorgung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern genannt).

   Die Statistik erfaßt bei höchstens 80 000 Betrieben des Produzierenden Gewerbes und bei Krankenhäusern Art, Menge und Entsorgung von Abfällen sowie Ausstattungsmerkmale der Entsorgungsanlagen in gleicher Periodizität wie die Statistik der öffentlichen Abfallentsorgung.

Auskunftspflichtig sind im ersten Fall die für die öffentliche Abfallentsorgung regional zuständigen entsorgungspflichtigen Körperschaften des öffentlichen Rechts und Dritte, deren sich diese bedienen, im zweiten Fall die Inhaber der Unternehmen bzw. die Träger der Krankenhäuser.

537. Das von den statistischen Erhebungen betroffene Produzierende Gewerbe umfaßt die Wirtschafts-

bereiche Energiewirtschaft und Wasserversorgung, Bergbau, Verarbeitendes Gewerbe sowie Baugewerbe; auskunftspflichtig sind im allgemeinen Betriebe von Unternehmen mit 20 Beschäftigten und mehr. Nicht erfaßt werden also im Bereich des Produzierenden Gewerbes Kleinunternehmen mit weniger als 20 Beschäftigten; unter Umweltaspekten wären hier insbesondere Maler- und Lackiererbetriebe, Kfz-Werkstätten, Kleingalvanik- und Metallverarbeitungsbetriebe interessant. Im Umweltstatistikgesetz nicht erfaßt werden ferner nicht ausdrücklich genannte Bereiche, wie

- Landwirtschaft (u. a. Massentierhaltung),
- Handel und Verkehr, Dienstleistungsunternehmen (u. a. Tankstellen, Verkehrsbetriebe, Wäschereien, Chemischreinigungsbetriebe),
- öffentlicher Sektor (u. a. kommunale Schlachthöfe, Tierkörperbeseitigungsanlagen, Universitätslabors, Untersuchungsämter).

Die Abfälle dieser Bereiche dürften — abgesehen von der Landwirtschaft — mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung sein. Bei einigen Problemabfällen sind die genannten Bereiche jedoch nicht zu vernachlässigen. Zu beachten ist, daß gerade die kleineren Betriebe im allgemeinen über die öffentliche Abfallentsorgung entsorgen und dann in der Regel dort mit ihren Abfallmengen erfaßt werden.

538. Der Wirtschaftsbereich Bergbau nimmt im Rahmen der Abfallstatistik nach dem Umweltstatistikgesetz insofern eine Sonderstellung ein, als dort aufgrund des Abfallgesetzes der Abfallbegriff nicht angewendet wird auf die bei bergmännischen Tätigkeiten anfallenden Begleitstoffe, die im allgemeinen als „naturbelassene Stoffe aus dem Bergbau" bezeichnet werden. Diese naturbelassenen Stoffe, wie z. B. das Bergematerial aus dem Steinkohlenbergbau, werden von der Abfallstatistik nach dem Umweltstatistikgesetz nicht erfaßt. Die amtliche Statistik führt jedoch parallel zu der normalen abfallstatistischen Erhebung eine Zusatzerhebung für die naturbelassenen Stoffe aus dem Bergbau durch. Diese Zusatzerhebung erfolgt mit fachlicher Unterstützung der Wirtschaftsvereinigung Bergbau und der Statistik der Kohlenwirtschaft. In die Erhebung einbezogen werden Betriebe des Steinkohlenbergbaus, des Eisenerzbergbaus, des Metallerzbergbaus, des Kali- und Steinsalzbergbaus (einschließlich Salinen) sowie des sonstigen Bergbaus. Außer Betracht bleibt der Braunkohlenbergbau mit seinen anders gearteten Natur- und Landschaftsproblemen. Die Ergebnisse dieser Zusatzerhebung werden nicht in die Statistik der Abfallentsorgung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern übernommen. Diese Erhebungsergebnisse finden vielmehr nur Berücksichtigung bei der Erstellung einer Abfallbilanz für die Bundesrepublik Deutschland (Abschn. 3.1.3).

539. Die Abraumbewegungen im Braunkohlenbergbau, die notwendig sind, um die in Tiefen bis zu 500 m liegende Braunkohle im Tagebau zu fördern, nehmen unter abfallspezifischen Gesichtspunkten eine Sonderstellung ein. Die im Braunkohlentagebau notwendigen Massenbewegungen im Hauptgebiet der Braunkohlegewinnung der Bundesrepublik, im Rheinischen Braunkohlenrevier im Städtedreieck Köln — Aachen — Mönchengladbach, sind so gigantisch, daß bei einem Verhältnis von Braunkohleförderung zu Abraummenge von heute nahezu 1 : 4 nicht von Produkt einerseits und Begleit- oder Abfallstoff andererseits gesprochen werden kann. Braunkohlentagebau bedeutet praktisch die Umgestaltung von Landschaften zum Zwecke der Braunkohlegewinnung; die bis zu 500 m tiefen und mehrere Quadratkilometer großen ausgekohlten Braunkohlegruben werden nach genehmigten Betriebsplänen wieder verfüllt und rekultiviert. Dieser Vorgang ist unter dem Aspekt des Umweltschutzes weniger eine Reststoff- oder Abfallfrage als vielmehr eine Frage des Landschaftsschutzes. Die Massenbewegungen im Rheinischen Braunkohlenrevier zeigen in den letzten 20 Jahren bei einer Braunkohleförderung zwischen 90 und 120 Mio. t/a eine im Verhältnis stetig steigende Abraummenge vom zweifachen zum mehr als vierfachen der Kohlemenge; bei einer Braunkohleförderung von ca. 104 Mio. t im Jahre 1988 betrug die Abraumbewegung ca. 428 Mio. t. Dieses Phänomen hängt damit zusammen, daß die abbaubaren Braunkohlenvorräte aus immer größeren Tiefen gefördert werden müssen.

540. Aus der Erörterung der abfallstatistisch nicht erfaßten Bereiche folgt, daß nur für die Bereiche „Hausmüll", Abfälle aus dem Produzierenden Gewerbe, Abfälle aus Krankenhäusern und „naturbelassene Stoffe aus dem Bergbau" (z. B. Bergematerial) amtliche statistische Daten zur Verfügung stehen. Für die übrigen Abfall- bzw. Reststoffbereiche mußte weitgehend auf Daten zurückgegriffen werden, die von Verbänden, wissenschaftlichen Instituten, Behörden und Anstalten des Bundes und der Länder und von diesen beauftragten Instituten zur Verfügung gestellt wurden oder aus der Literatur entnommen werden konnten. Die Datenbasis ist insgesamt sehr unterschiedlich; sie dürfte am breitesten sein bei der Erfassung der öffentlichen Abfallentsorgung nach § 3 des Umweltstatistikgesetzes. Schon bei der Abfallstatistik für das Produzierende Gewerbe ergeben sich, wie in Textziffer 537 ausgeführt, Lücken in der Erhebung; hinzu kommt, daß für die nachweispflichtigen Sonderabfälle noch keine eindeutige Begriffsabgrenzung vorgegeben ist und je nach dem definitorischen Spielraum unterschiedliche Ergebnisse dargestellt werden können. Auf solche Unterschiede sowie auf die Validität der angegebenen Daten wird bei der Behandlung der einzelnen Abfall- bzw. Reststoffbereiche hingewiesen.

541. Im Dezember 1989 hat der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit den Referentenentwurf für ein neues Gesetz über Umweltstatistiken vorgelegt. Nach dem Entwurf umfaßt die Statistik im Umweltbereich „Abfall" die Erhebungen

- der Abfallentsorgung,
- der Abfälle, über die Nachweise zu führen sind, und
- der Verwertung bestimmter Stoffe.

Nach der Begründung zu dem Gesetzentwurf ist damit „eine deutliche Erweiterung der Abfallwirtschaftsstatistiken" vorgesehen. Hervorgehoben werden

— eine jährliche Erhebung von Grunddaten der Abfallwirtschaft mit dem Ziel der Aktualisierung der Statistik,

— eine Einbeziehung von Maßnahmen der Abfallvermeidung und Abfallverwertung in die Statistik sowie

— der teilweise Rückgriff auf Vollzugsdaten (der Behörden) zur Entlastung der Auskunftspflichtigen, vor allem im Sonderabfallbereich.

Es ist allerdings nicht damit zu rechnen, daß der Gesetzentwurf in der auslaufenden Legislaturperiode noch abschließend beraten werden kann.

3.1.3 Abfallwirtschaftliche Bilanz

542. Der Rat kann neben den Abfallstatistiken auf eine abfallwirtschaftliche Bilanz des Statistischen Bundesamtes zurückgreifen, aus der sich für das Jahr 1987 — im Vergleich mit den Jahren 1980, 1982 und 1984 — eine mengenmäßige Gegenüberstellung des Abfallaufkommens und der Abfallentsorgung in der Bundesrepublik ergibt. Diese Gesamtabfallbilanz ist in den Tabellen 3.1.1 und 3.1.2 dargestellt; sie umfaßt sowohl die Abfälle aus dem Produzierenden Gewerbe, aus den Krankenhäusern und aus dem Bergbau als auch die Abfälle aus „Straßenreinigung, Kläranlagen" sowie „privaten Haushalten, Kleingewerbe, Dienstleistungen".

Die Abfallbilanz 1987 für die Bundesrepublik Deutschland basiert im wesentlichen auf den Ergebnissen der nach dem Umweltstatistikgesetz zuletzt für 1987 erhobenen Statistik der öffentlichen Abfallentsorgung (Statistisches Bundesamt, 1990a) und der Statistik der Abfallentsorgung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern (Statistisches Bundesamt, 1990b). Die Abfallbilanz weicht jedoch aufgrund definitorischer Unterschiede von der Abfallstatistik ab. So werden in der Abfallbilanz zum Beispiel Doppelerfassungen bereinigt. (Beispiel: Industriebetrieb A hat ein Abfallaufkommen von x Tonnen, das er zur Entsorgung an Industriebetrieb B abgibt. Betrieb B deponiert die von Betrieb A übernommene Menge x sowie das Abfallaufkommen aus eigener Produktion in Höhe von y Tonnen (Abfallaufkommen bei Betrieb B: x + y Tonnen). In der Abfallbilanz wird die Menge x nur einmal erfaßt, während sie in den Abfallstatistiken als Abfallaufkommen bei Betrieb A und B erfaßt wird.) Des weiteren werden in der Abfallbilanz diejenigen Mengen nicht einbezogen, die vom Abfallerzeuger an weiterverarbeitende Betriebe oder den Altstoffhandel, also als Reststoffe, abgegeben werden; in der Abfallstatistik werden diese Mengen getrennt erfaßt und nachgewiesen (Abschn. 3.2.2).

Ferner werden die als naturbelassene Stoffe im Bergbau anfallenden und aufgehaldeten Mengen in der Abfallbilanz, nicht jedoch in der Abfallstatistik berücksichtigt (Abschn. 3.1.2). Bei den Klärschlämmen erfolgen in der Abfallbilanz Berechnungen auf der Basis von Mengen Trockensubstanz unter Zuhilfenahme von Angaben der Statistiken der Abwasserbeseitigung. Aus Gründen der Übersichtlichkeit müssen die Abfälle für die Bilanz zu größeren Gruppen zusammengefaßt werden; Einzelheiten zu den erfaßten Stoffen können den amtlichen Abfallstatistiken entnommen werden.

543. Nach Ansicht des Statistischen Bundesamtes sind die Daten der Abfallbilanz, die sich auf die zu entsorgenden Abfälle beziehen, für Gesamtaussagen über die Abfallsituation den in Einzelfragen ausführlicheren Angaben zum „Brutto-Abfallaufkommen" (Abfälle einschließlich der als Reststoffe an weiterverarbeitende Betriebe oder den Altstoffhandel abgegebenen Anteile), wie sie in der Abfallstatistik üblich sind, in der Regel vorzuziehen; praktisch ergeben sich Unterschiede nur im Bereich des Produzierenden Gewerbes (Abschn. 3.2.2). Die Ergebnisse der Bilanz von Abfallaufkommen und Abfallentsorgung sind nachfolgend zusammengefaßt.

Abfallaufkommen nach der Abfallwirtschaftlichen Bilanz

544. Das gesamte Abfallaufkommen liegt nach Tabelle 3.1.1 im Jahre 1987 mit ca. 243 Mio. t leicht unter dem der Jahre 1980 (265 Mio. t), 1982 (250 Mio. t) und 1984 (256 Mio. t). Der Anteil von Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Sperrmüll liegt praktisch unverändert bei etwas über 10 % der Gesamtabfallmenge.

Die Abfälle aus der Produktion betragen 1987 ca. 104 Mio. t, 1984 ca. 110 Mio. t, 1982 ca. 102 Mio. t und 1980 ca. 101 Mio. t (Tab. 3.1.1). Im Bereich der Abfälle aus der Produktion kann man mithin von einer ziemlichen Stabilität im Abfallaufkommen sprechen (vgl. aber Abschn. 3.2.2).

Von den ca. 104 Mio. t Produktionsabfällen des Produzierenden Gewerbes im Jahre 1987 (ohne Bauschutt und Bodenaushub) entfallen allein ca. 70 Mio. t auf Bergematerial des Bergbaus, so daß als eigentliche Produktionsabfälle ca. 34 Mio. t verbleiben. Davon sind 2,2 Mio. t nachweispflichtige Sonderabfälle nach § 2 Abs. 2 in Verbindung mit § 11 Abs. 3 des Abfallgesetzes. Schon an dieser Stelle ist darauf hinzuweisen, daß dieser statistische Sonderabfallbegriff, der im übrigen nicht legaldefiniert ist, sehr eng gefaßt ist. In der Darstellung über Sonderabfälle (Abschn. 3.2.3) wird darauf näher eingegangen.

Abfallentsorgung nach der Abfallwirtschaftlichen Bilanz

545. Als entsorgte Abfälle werden 1987 insgesamt ca. 205,7 Mio. t nachgewiesen (Tab. 3.1.2), davon ca. 95,6 Mio. t (46,5 %) durch Anlagen der öffentlichen Hand, ca. 5,7 Mio. t (2,8 %) durch gewerblich betriebene Anlagen, ca. 97,2 Mio. t (47,3 %) durch Anlagen des Produzierenden Gewerbes und der Krankenhäuser, ca. 7,2 Mio. t (3,5 %) durch Exporte. Damit entsorgt das Produzierende Gewerbe 44 % seiner Abfälle in betriebseigenen Anlagen (Abfallaufkommen des Produzierenden Gewerbes nach Tabelle 3.1.1 ca. 219 Mio. t). Die Angaben zur grenzüberschreitenden Abfallverbringung (Abfallexport) werden durch die amtliche Abfallstatistik nicht erfaßt. Die in Tabelle 3.1.2

Tabelle 3.1.1

Abfallwirtschaftliche Bilanz 1987
Abfallaufkommen 1980, 1982, 1984 und 1987 in der Bundesrepublik Deutschland
(in 1 000 t)

Wirtschaftsgliederung	Jahr	Abfallmenge					
		Insgesamt	davon				
			Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll	Abfälle aus der Produktion a. n. g. ohne Bauschutt und Bodenaushub	darunter Sonderabfälle [1])	Klärschlämme, Schlämme aus der Abwasserreinigung (Trockensubstanz)	Bauschutt, Bodenaushub
Produzierendes Gewerbe	1980	238 666	5 688	100 778	.	1 424 [2])	130 775
	1982	225 399	5 328	101 583	.	1 284 [2])	117 205
	1984	233 120	5 357	110 467	2 335	1 524 [2])	115 771
	1987	218 814	5 619	103 479	2 197	1 619 [2])	108 097
Energie- und Wasserversorgung	1980	2 148	96	562	.	.	1 491
	1982	2 004	92	405	.	.	1 507
	1984	8 267	123	6 661	2	.	1 483
	1987	8 382	114	7 132	2	.	1 136
Bergbau	1980	72 674	146	71 538 [3])	.	281	708
	1982	76 951	189	75 473 [3])	.	205	1 084
	1984	77 596	188	76 779 [3])	1	315	313
	1987	71 169	157	70 149 [3])	71	526	337
Verarbeitendes Gewerbe	1980	42 439	4 970	27 626	.	1 143	8 700
	1982	37 582	4 656	24 806	.	1 078	7 043
	1984	39 582	4 713	26 299	2 332	1 209	7 132
	1987	38 761	4 928	25 585	2 123	1 093	7 154
Baugewerbe	1980	121 405	477	1 052	.	.	119 876
	1982	108 861	391	899	.	.	107 571
	1984	107 905	333	728	0	.	106 843
	1987	100 502	420	612	1	.	99 470
Krankenhäuser	1980	858	581	185	.	.	92
	1982	893	615	185	.	.	94
	1984	889	606	193	22	.	91
	1987	947	669	198	20	.	82
Öffentliche Hand (Straßenreinigung, Kläranlagen)	1980	1 968	640	.	.	1 328	.
	1982	1 914	586	.	.	1 328	.
	1984	2 630	1 033	.	.	1 597	.
	1987	3 044	1 301	.	.	1 743	.
Privathaushalte, Kleingewerbe, Dienstleistungen	1980	23 203	21 417	466	.	14	1 306
	1982	21 215	20 268	321 } 151	. } 0	5	621
	1984	19 575	19 387	100	.	0	89
	1987	19 822	19 483		.	1	187
Importe	1980	.	.	.	.	.	.
	1982	.	.	.	.	.	.
	1984	.	.	.	.	.	.
	1987	.	.	.	.	.	.
Zusammen ohne Importe *)	1980	264 694	28 326	101 429	.	2 766	132 173
	1982	249 422	26 796	102 089	.	2 617	117 920
	1984	256 214	26 383	110 760	2 357	3 121	115 951
	1987	242 628	27 072	103 828	2 217	3 362	108 366

[1]) Sonderabfälle sind die in der Verordnung zu § 2 Abs. 2 Abfallgesetz (AbfG) genannten Abfälle, die in Verbindung mit § 11 Abs. 3 AbfG der Nachweispflicht unterliegen.
[2]) Bergbau, Verarbeitendes Gewerbe
[3]) Einschl. Bergematerial 1980: 71 210; 1982: 75 064; 1984: 76 448; 1987: 69 857
. = Zahlenwert unbekannt.
*) Importe werden abfallstatistisch nicht erfaßt.
Differenzen in den Summen durch Runden der Zahlen.

Quelle: Statistisches Bundesamt, unveröffentlicht, Stand Juni 1990

Tabelle 3.1.2

Abfallwirtschaftliche Bilanz 1987
Abfallentsorgung 1980, 1982, 1984 und 1987 in betriebseigenen Anlagen bzw. Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung
(in 1 000 t)

Wirtschaftsgliederung	Jahr	Abfallmenge							
		Insgesamt	davon					außerdem	
			Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll	Abfälle aus der Produktion a. n. g. ohne Bauschutt und Bodenaushub	darunter Sonderabfälle [1]	Klärschlämme, Schlämme aus der Abwasserreinigung (Trockensubstanz)	Bauschutt, Bodenaushub	Kompost	Aschen, Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen
Produzierendes Gewerbe	1980	99 982	342	77 166	.	1 094 [2]	21 380	.	125
	1982	103 784	271	86 037	.	1 110 [2]	16 366	.	101
	1984	104 984	315	89 468	284	929 [2]	14 272	.	68
	1987	97 175	210	83 800	313	791 [2]	12 374	.	22
Energie- und Wasserversorgung	1980	160	0	158	.	.	2	.	—
	1982	280	1	275	.	.	4	.	—
	1984	669	0	656	1	.	13	.	—
	1987	449	0	442	—	.	7	.	0
Bergbau	1980	63 708	10	62 911 [3]	.	291	496	.	—
	1982	73 139	13	72 428 [3]	.	225	473	.	—
	1984	74 324	13	73 811 [3]	—	231	269	.	—
	1987	69 974	4	69 515 [3]	—	184	271	.	—
Verarbeitendes Gewerbe	1980	20 368	307	13 838	.	803	5 421	.	125
	1982	18 151	254	13 124	.	885	3 888	.	101
	1984	19 900	300	14 781	284	698	4 121	.	68
	1987	19 591	205	13 771	313	607	4 008	.	22
Baugewerbe	1980	15 746	25	259	.	.	15 461	.	—
	1982	12 213	3	210	.	.	12 000	.	—
	1984	10 090	1	220	—	.	9 869	.	—
	1987	8 162	1	72	—	.	8 088	.	—
Krankenhäuser	1980	94	41	53	.	.	0	.	0
	1982	75	25	49	.	.	0	.	0
	1984	45	14	31	10	.	0	.	0
	1987	16	5	11	4	.	0	.	0
Gewerblich betriebene Anlagen	1980	5 094	107	1 876	.	1	3 110	—	98
	1982	4 234	76	1 862	.	1	2 295	—	8
	1984	4 232	78	1 482	379	19	2 653	5	45
	1987	5 700	121	1 780	412	27	3 772	12	401
Öffentliche Hand	1980	80 563	31 698	4 042	.	586	44 237	41	1 024
	1982	77 619	28 801	5 260	.	734	42 824	43	1 163
	1984	82 308	29 604	5 322	133	837	46 545	180	1 658
	1987	95 626	31 288	6 380	95	996	56 962	199	1 383
Exporte	1980	.	.	.	.	.	.	.	.
	1982	.	.	.	.	.	.	.	.
	1984	.	.	.	.	.	.	.	.
	1987	7 202 •	2 131 •	.	1 058 •	.	4 013 •	.	.
Zusammen (ohne Exporte)	1980	185 733	32 188	83 137	.	1 681	68 727	41	1 247
	1982	185 711	29 173	93 208	.	1 845	61 485	43	1 272
	1984	191 569	30 010	96 303	806	1 785	63 471	185	1 772
	1987	198 515	31 623	81 971	824	1 814	73 107	211	1 806
Statistische Differenz	1980	78 961	3 862	+18 292	.	+1 085	63 446	+ 2	0
	1982	63 711	2 377	+ 8 881	.	+ 772	56 435	− 40	0
	1984	64 645	3 628	+14 456	+1 550	+1 336	52 480	−166	0
	1987	44 113	4 551	+11 857	+1 393	+1 548	35 259	−192	0
Insgesamt	1980	264 694	28 326	101 429	.	2 766	132 173	43	1 247
	1982	249 422	26 796	102 089	.	2 617	117 920	3	1 272
	1984	256 214	26 383	110 760	2 357	3 121	115 951	19	1 772
	1987	242 628	27 072	103 828	2 217	3 362	108 366	19	1 806

[1]) Sonderabfälle sind die in der Verordnung zu § 2 Abs. 2 Abfallgesetz (AbfG) genannten Abfälle, die in Verbindung mit § 11 Abs. 3 AbfG der Nachweispflicht unterliegen.
[2]) Bergbau, Verarbeitendes Gewerbe
[3]) Einschl. Bergematerial 1980: 62 132; 1982: 71 721; 1984: 73 525; 1987: 67 974
. = Zahlenwert unbekannt.
• Exporte nach einer Umfrage des BMU bei den Bundesländern 1988.
Differenzen in den Summen durch Runden der Zahlen.
Quelle: Statistisches Bundesamt, unveröffentlicht, Stand Juni 1990

für das Jahr 1987 angegebene Exportmenge von 7,2 Mio. t (Kap. 2.5) beruht auf einer Umfrage des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit bei den Bundesländern.

546. Von den angefallenen 2,217 Mio. t Sonderabfällen (Tab. 3.1.1) sind in der Bundesrepublik nur 0,824 Mio. t entsorgt worden; 1,058 Mio. t sind — unter Zugrundelegung der Angaben des BMU — in den Export gegangen (Tab. 3.1.2). Es verbleibt eine statistische Differenz von 0,335 Mio. t Sonderabfällen (vgl. zu Sonderabfällen auch Abschn. 3.2.3). Große statistische Differenzen sind auch angegeben für die Abfallbereiche „Bauschutt, Bodenaushub", „Abfälle aus der Produktion" (ohne Bauschutt und Bodenaushub) und „Hausmüll" (Tab. 3.1.2). Während bei den beiden erstgenannten Bereichen Entsorgungsnachweislücken von ca. 31 Mio. t bzw. ca. 11 Mio. t aufgetreten sind, werden im Hausmüllbereich ca. 6,7 Mio. t Abfall mehr entsorgt als beim Aufkommen erfaßt sind.

Für diese Differenzen gibt es nach Ansicht des Statistischen Bundesamtes folgende Erklärungen. Beim Abfallbereich „Bauschutt, Bodenaushub" geht die große statistische Differenz fast ausschließlich zu Lasten der Abfallart „Bodenaushub"; zwischen Aufkommen und Verbleib besteht eine Differenz von schätzungsweise 30 Mio. t. Dies bedeutet, daß von insgesamt etwa 90 Mio. t Bodenaushub (Abschn. 3.2.2.1) ca. 33 % (1984 = 60 %) über Entsorgungswege gegangen sind, die von der Abfallstatistik nicht erfaßt werden. Das sind zum einen Verfüllungen, die nach dem Abfallgesetz nicht genehmigungspflichtig sind (z. B. Auffüllen von Abgrabungen); zum anderen dürfte es sich um verschiedene Arten der Weiterverwendung handeln, wie z. B. das Aufschütten von Lärmschutzwällen oder Rekultivierungsmaßnahmen. Grundsätzlich ist die Weiterverwendung von Bodenaushub zu begrüßen; es sollte jedoch sichergestellt werden, daß in Zukunft auch dieser Weg der Verwendung von Bodenaushub quantitativ erfaßt wird.

547. Bei den „Abfällen aus der Produktion" (ohne Bauschutt und Bodenaushub) ist die entstandene Differenz zwischen Aufkommen (36 Mio. t) und Entsorgung (25 Mio. t) (unter Ausschluß von 68 Mio. t in bergbaueigenen Anlagen deponierten Bergematerials) auf mehrere Faktoren zurückzuführen. Nur ca. 44 % der Abfälle (ca. 16 Mio. t) sind in eigenen Anlagen, der Rest ist über außerbetriebliche Anlagen entsorgt worden, worüber auf der Entsorgungsseite aber keine vollständigen Angaben in der Abfallstatistik vorliegen. Hier kann eine Entsorgung über nicht nach dem Abfallrecht genehmigungspflichtige Anlagen in Frage kommen. Auch Zwischenlagerungen für einzelne Abfälle, bei denen noch nach geeigneten Entsorgungsmöglichkeiten gesucht wird, sind möglich. Hinzu kommen eventuell Gewichtsverluste bei verschiedenen Abfällen (Schlämme) durch Wasseraustritt.

548. Die beim „Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfall und Sperrmüll" auftretende Differenz von ca. 6,7 Mio. t zwischen dem statistisch erfaßten Aufkommen (Tab. 3.1.1) und der Entsorgung (Tab. 3.1.2) ist im wesentlichen auf die durch „sonstige Anlieferer" — neben der Anlieferung im Rahmen der öffentlichen Müllabfuhr und durch andere öffentliche Einrichtungen (z. B. Straßenreinigung) bei den Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung — angelieferten Mengen an „Hausmüll" zurückzuführen, die regelmäßig höher liegen als die vom Produzierenden Gewerbe und von Krankenhäusern statistisch gemeldete Menge aus dem Hausmüllbereich. Zu den sonstigen Anlieferern zählen aber außer dem Produzierenden Gewerbe und den Krankenhäusern auch private Transportunternehmen sowie Haushalte und Gewerbebetriebe, die ihre Abfälle selbst anfahren; diese Mengen können jedoch auf der Aufkommensseite den statistisch vorgegebenen Abfallerzeugergruppen nicht zugeordnet werden und bedingen so eine statistische Differenz.

549. Die Abfallbilanz gibt auch Auskunft über Anfall und Entsorgung von Klärschlämmen; angegeben wird jeweils die Menge der Trockensubstanz. Im Gegensatz zum Hausmüll ergibt sich hier ein erhebliches statistisches Defizit im Entsorgungsnachweis innerhalb der Bundesrepublik; von den nach Tabelle 3.1.1 in kommunalen und in betriebseigenen Kläranlagen angefallenen ca. 3,4 Mio. t Klärschlamm sind nach Tabelle 3.1.2 nur ca. 1,8 Mio. t im Jahre 1987 als „entsorgt" erfaßt; die statistische Differenz beträgt ca. 1,6 Mio. t (ca. 47 %). Die Differenz läßt sich dadurch erklären, daß der von den Kläranlagenbetreibern gemeldete, zur Entsorgung anstehende Klärschlamm nur zum Teil über Abfallentsorgungsanlagen entsorgt wird. In Tabelle 3.1.2 der Abfallbilanz nicht darstellbar sind zum Beispiel die häufig vorkommende Zwischenlagerung, verbunden mit größeren Wasserverlusten der Schlämme, sowie das sonstige Entsorgungsspektrum für Klärschlämme. Durch die Umrechnung der Klärmschlammmenge auf Trockensubstanz wird das Mengenproblem an den Anfallstellen verdeckt; als Rohschlamm fallen in der Bundesrepublik jährlich etwa 85 Mio. m^3 Klärschlamm an (ca. 50 Mio. m^3 aus kommunalen und ca. 35 Mio. m^3 aus betriebseigenen Kläranlagen). Wegen der Entsorgungsproblematik wird der Abfallbereich Klärschlamm besonders dargestellt (Abschn. 3.2.5).

3.2 Zu den einzelnen Abfall- und Reststoffbereichen

3.2.1 Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle

550. Der Abfallbereich „Hausmüll" ist durch die im Umweltstatistikgesetz vorgeschriebenen Erhebungen über die „öffentliche Abfallbeseitigung" statistisch am besten erfaßt. Die Ergebnisse dieser Erhebungen werden vom Statistischen Bundesamt regelmäßig veröffentlicht; die letzten vorliegenden Ergebnisse beziehen sich auf das Jahr 1987 (Statistisches Bundesamt, 1990a). Aus dieser Gesamtdarstellung der öffentlichen Abfallentsorgung ergibt sich für den Bereich „Hausmüll" ein bundesweiter Überblick über die Abfallmengen und deren Entsorgung; unter den Oberbegriff „Hausmüll" wird zusammengefaßt:

- die in den privaten Haushalten anfallenden Abfälle (der eigentliche Hausmüll)
- die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, die aufgrund ihres Umfanges und ihrer Beschaffenheit zusammen mit dem Hausmüll entsorgt werden können
- Sperrmüll
- Straßenkehricht und Marktabfälle.

551. Die Gesamtbevölkerung der Bundesrepublik ist praktisch vollständig an die Hausmüllentsorgung durch öffentliche Müllabfuhr angeschlossen. Im Jahre 1984 sind an Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Sperrmüll von der öffentlichen Müllabfuhr ca. 22 Mio. t (= 137,5 Mio. m^3) eingesammelt worden; dies entspricht einer eingesammelten Menge je Einwohner von 362,3 kg (= 2,25 m^3) (Statistisches Bundesamt, 1987a). Für 1987 ergeben sich folgende Vergleichsdaten: 22,9 Mio. t „Hausmüll" insgesamt (= 148,2 Mio. m^3), entsprechend 375 kg/E bzw. 2,4 m^3/E. Dies bedeutet eine Zunahme der eingesammelten „Hausmüllmenge" von 1984 auf 1987 um 4 %, während das Volumen um 8 % gestiegen ist (Statistisches Bundesamt, 1990a).

552. Aus Tabelle 3.2.1 ergeben sich die in den Jahren 1977 bis 1987 in der Bundesrepublik an Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung angelieferten Abfallmengen sowie die Art der Entsorgung. Diese Tabelle weist für 1987 eine Gesamtmenge an „Hausmüll" von 31,288 Mio. t aus; die Differenz von ca. 8,4 Mio. t zu der mit der öffentlichen Müllabfuhr eingesammelten Menge (22,9 Mio. t) resultiert daraus, daß den Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung auch von anderen Anlieferern Abfälle zugeführt werden (Tz. 548).

553. Bei den im Jahre 1987 insgesamt an Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung angelieferten ca. 100 Mio. t Abfall beschränkt sich die öffentliche Müllabfuhr weitgehend auf den „Hausmüll", während der weit überwiegende Anteil von etwa 80 % der Abfälle durch sonstige Anlieferer und andere öffentliche Einrichtungen zu den öffentlichen Abfallentsorgungsanlagen transportiert worden ist. Der sprunghafte Anstieg der 1987 insgesamt an Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung angelieferten Abfallmenge (100 Mio. t) gegenüber 1984 (86 Mio. t) geht mit etwa 10 Mio. t auf die Abfallart „Bodenaushub, Bauschutt, Straßenaufbruch" zurück (Abschn. 3.2.2.1).

554. Aus Tabelle 3.2.1 ergibt sich, daß von den 31 Mio. t „Hausmüll" im Jahre 1987 70,7 % auf Deponien, 25,4 % in Abfallverbrennungsanlagen, 2 % in Kompostierungsanlagen sowie 1,9 % in sonstigen Anlagen, z. B. Rohstoffrückgewinnungszentren entsorgt worden sind. Beim „Hausmüll" — einschließlich hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, Sperrmüll, Straßenkehricht und Marktabfällen — schwankt das jährliche Aufkommen seit 1977 geringfügig um die 30 Mio. t-Linie.

555. Über die Zusammensetzung des „Hausmülls" gibt die amtliche Statistik keine Auskunft. Aus einer im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführten bundesweiten Hausmüllanalyse 1983—1985 (ARGUS, 1986) liegt jedoch entsprechendes Datenmaterial vor. Diese Angaben über die Hausmüllmengen und -zusammensetzung beziehen sich nur auf Hausmüll, der in Privathaushalten angefallen und unter Verwendung eines bestimmten Behältersystems durch die Müllabfuhr abgefahren worden ist. Sperrmüll aus den Privathaushalten ist in den hier angegebenen Hausmüllmengen und -analysen nicht enthalten. In dem Bericht wird ausdrücklich auf den Unterschied zur Abfallstatistik hingewiesen, die Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und Sperrmüll nur als Summe ausweist.

Insgesamt hat die ARGUS-Untersuchung 14 Mio. t Hausmüll für das Jahr 1985 ergeben. Eine gleichartige Untersuchung ist bereits für die Jahre 1979/80 durchgeführt worden mit einer Gesamtmenge von 15 Mio. t Hausmüll pro Jahr. Die Gegenüberstellung der Untersuchungsergebnisse in Abbildung 3.2.1 zeigt, daß sich die Hausmüllzusammensetzung in der Bundesrepublik von 1980 bis 1985 nur wenig verändert hat. Der feststellbare Rückgang des Glas- und Papieraufkommens im Hausmüll ist zweifellos auf die getrennte Sammlung dieser beiden Reststoffarten zurückzuführen.

556. Eine im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellte Prognose zum Hausmüllaufkommen auf der Basis der ARGUS-Untersuchung (EDER, 1989) hat in zwei Prognoseszenarien die möglichen Entwicklungen bis zum Jahr 2 000 wie folgt angegeben:

- Wenn die bestehenden Entwicklungstendenzen sich unverändert fortsetzen, wird das Hausmüllaufkommen in der Bundesrepublik trotz verstärkter Verwertungsanstrengungen und trotz abnehmender Feinmüllmengen von 14,0 Mio. t im Jahr 1985 auf 15,4 Mio. t im Jahr 2 000 ansteigen.

Tabelle 3.2.1

An Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung angelieferte Abfallmengen nach Art der Anlagen und Abfallarten für die Jahre 1977, 1980, 1982, 1984, und 1987

(in 1 000 t)

Zusammengefaßte Abfallarten	Jahr	Angelieferte Abfallmengen					über Umladestationen und Sammelstellen für Gewerbeabfälle angeliefert
		insgesamt[1]	davon an				
			Deponien[2]	Abfallverbrennungsanlagen	Kompostierungsanlagen	Sonstige Entsorgungsanlagen[3]	
		1 000 t					
Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll, Straßenkehricht, Marktabfälle	1977	28 985	23 295	5 119	481	89	1 007
	1980	31 698	24 876	6 253	442	127	2 497
	1982	28 801	21 612	6 340	462	387	3 083
	1984	29 604	21 704	7 185	546	169	3 597
	1987	31 288	22 112	7 962	630	583	4 341
Bodenaushub, Bauschutt, Straßenaufbruch	1977	28 458	28 379	—	—	79	1
	1980	44 237	43 722	4	—	511	227
	1982	42 824	41 963	—	—	861	87
	1984	46 545	46 537	—	6	2	2 572
	1987	56 962	56 055	9	5	892	3 372
Produktionsspezifische Abfälle aus Industrie und Gewerbe; Schlämme aus Industrie und Gewerbe	1977	4 167	3 708	262	—	197	76
	1980	3 592	3 109	94	7	383	42
	1982	4 739	4 034	287	0	418	174
	1984	5 014	4 708	254	4	48	269
	1987	5 352	5 025	261	4	61	351
Schlämme aus kommunalen Kläranlagen, Fäkalien (aus Hauskläranlagen und Sickergruben, Kanal- und Sinkkastenschlamm)	1977	1 220	1 118	20	56	26	5
	1980	1 698	1 306	111	56	225	13
	1982	2 104	1 541	129	76	356	16
	1984	2 309	1 976	80	107	146	36
	1987	3 017	2 653	171	36	157	43
Abscheidegut aus Benzin-, Öl- und Fettabscheidern, ölgetränktes und sonstig verunreinigtes Erdreich; Aufsaugmassen aus Unfällen mit Öl und sonstigen wassergefährdenden Stoffen	1977	144	122	12	0	9	2
	1980	123	77	14	0	32	7
	1982	141	78	16	—	47	11
	1984	348	310	13	—	25	16
	1987	577	528	22	0	27	385
Flüssige Abfälle	1977	23	12	3	—	8	4
	1980	19	2	6	—	11	40
	1982	37	4	5	—	28	3
	1984	35	8	2	0	25	12
	1987	56	12	0	10	34	16
Schlacke aus Abfallverbrennungsanlagen, Kompost, Krankenhausabfälle, sonstige Abfälle[4]	1977	1 309	1 049	8	—	252	270
	1980	1 316	791	6	0	519	137
	1982	1 487	906	6	—	574	14
	1984	2 246	2 151	6	—	88	23
	1987	2 281	2 107	37	38	99	33
Gesamt	1977	64 306	57 683	5 424	537	662	1 366
	1980	82 682	73 883	6 487	505	1 807	2 963
	1982	80 134	70 140	6 784	539	2 671	3 888
	1984	86 101	77 394	7 539	662	504	6 525
	1987	99 534	88 494	8 462	724	1 854	8 541

[1]) Einschl. der über Umladestationen und Sammelstellen für Gewerbeabfälle an Entsorgungsanlagen angelieferten Abfallmengen.

[2]) Ab 1984 einschl. sonstiger Deponien, z. B. Altreifen-, Klärschlamm- und Schlackendeponien.

[3]) Z. B. chemische oder physikalische Behandlungsanlagen; bis 1982 auch einschl. sonstiger Deponien.

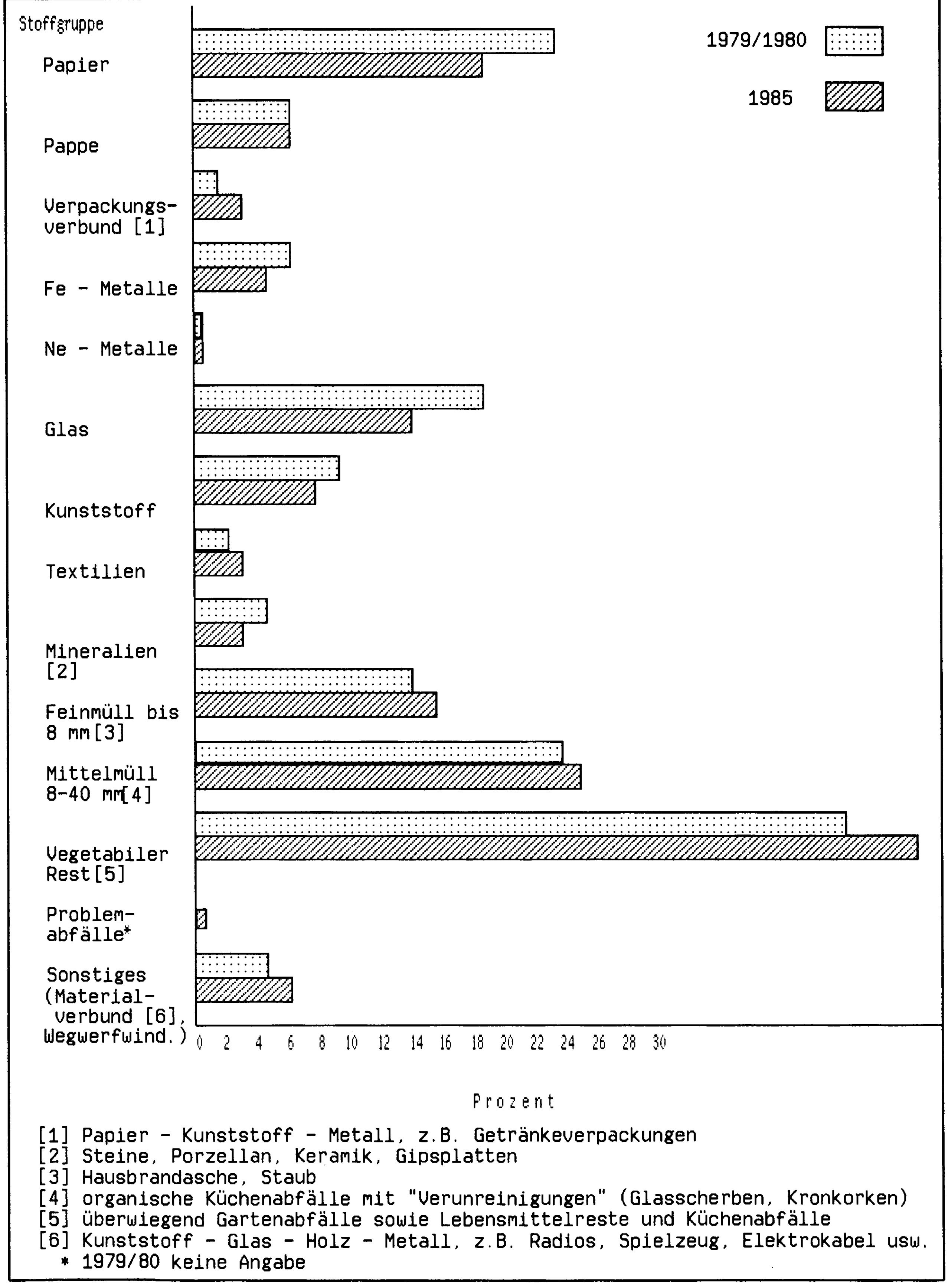
[4]) Ab 1984 einschl. Altreifen und Autowracks.

Differenzen in den Summen durch Runden der Zahlen.

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990a

Abbildung 3.2.1

Hausmüllzusammensetzung 1979/1980 (15 Mio. t/a) und 1985 (14 Mio. t) für die Bundesrepublik Deutschland (Privathaushalte ohne Sperrmüll)



Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung, nach ARGUS, 1986, BT-Drucksache 11/756

— Geht man davon aus, daß das Mehrwegsystem für Getränke stabilisiert und die Eigenverantwortlichkeit der Haushalte durch entsprechende Gestaltung der Müllsatzungen gefördert wird, so wird sich die Hausmüllmenge gegenüber 1985 kaum verändern.

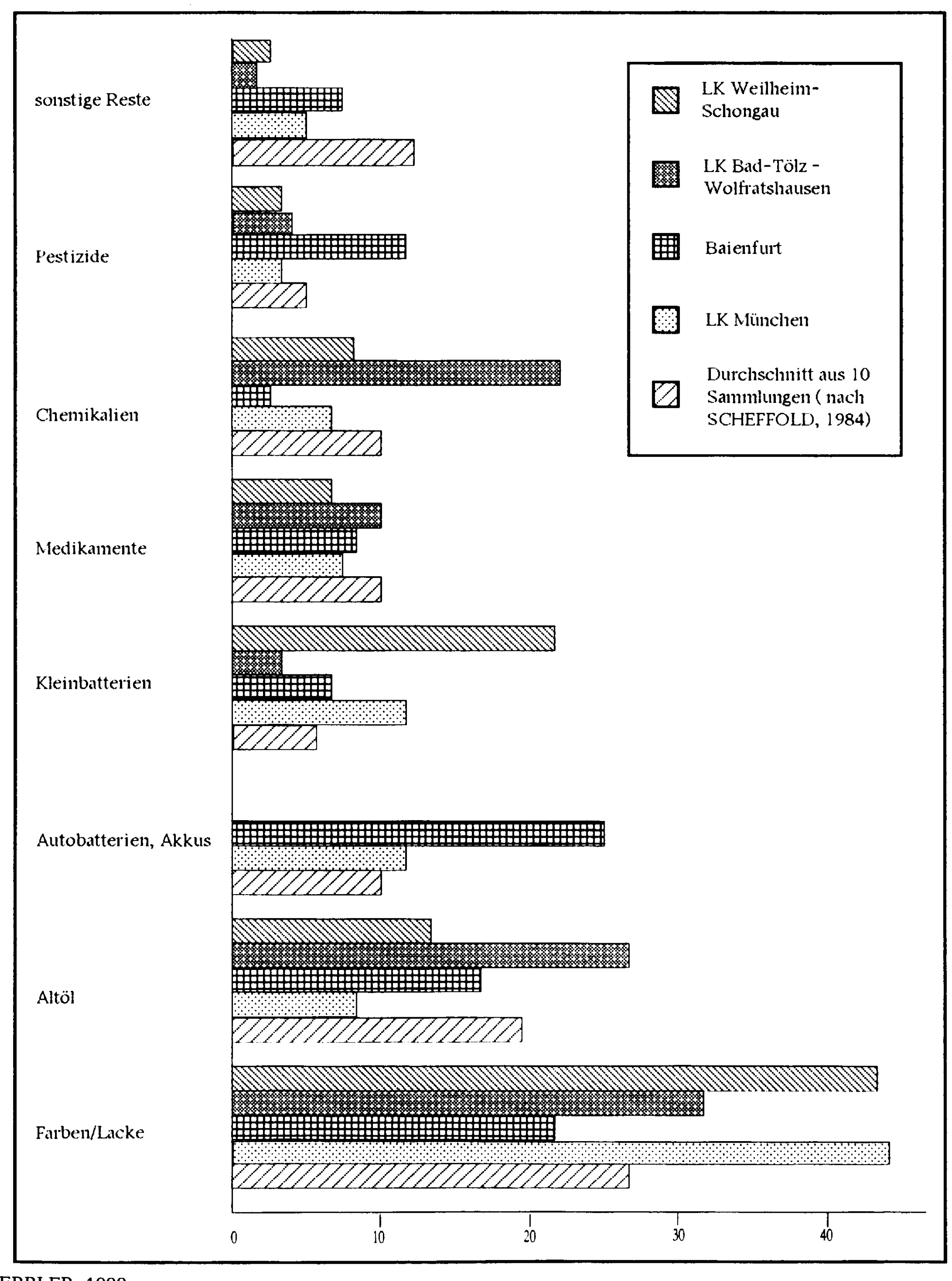
557. Die Problemabfälle im Hausmüll sind erstmals in der Hausmüllanalyse von 1985 erfaßt worden; sie machen mit 0,4 % eine Absolutmenge von etwa 60 000 t/a aus. Hierbei handelt es sich um Materialien, die erkennbar in besonderem Maße zur Schadstoffbelastung des Hausmülls beitragen, wie z. B. Farbreste, Lösungsmittel, Batterien, Chemikalien, Medikamente usw.; Detailangaben über einzelne Schadstoffe sind jedoch nicht vorhanden.

558. HERRLER (1988) berichtet zusammenfassend über einige gezielte Erfassungen von Problemstoffen im Hausmüll unter Darstellung der erfaßten Stoffgruppen und deren Anteile (Abb. 3.2.2) sowie der

Abbildung 3.2.2

Gegenüberstellung der Erfassungsergebnisse bei verschiedenen Problemstoffsammlungen

(Gew.-%)



Quelle: HERRLER, 1988

Tabelle 3.2.2

Übersicht über die Rahmenbedingungen verschiedener Konzepte zur Problemstofferfassung („Problemmüllsammlung")

Ort	Art der Sammlung	Häufigkeit	Spez. Erfassungsquote in kg/E · a	Spez. Erfassungskosten in kg/E · a
Landkreis Bad Tölz–Wolfratshausen	Mobile Sammelstelle	halbjährlich	0,4	0,24
Landkreis Neu-Ulm ...	Mobile Sammelstelle	halbjährlich	0,6	0,6
Landkreis München ..	Problemmüllmobil	monatlich	0,45	0,26
Gemeinde Baienfurt ..	Problemmüllsammelstelle	2 Tage/Woche	0,4	1,3
Stadt Wilhelmshaven ..	Problemmüllsammlung der Fachgeschäfte	arbeitstäglich	0,25	0,4
ABV Detmold	Abholung des Problemmülls durch Begehung aller Grundstücke	halbjährlich	1,4	3,3
Kreis Steinburg	Abholung des Problemmülls auf Abruf, Sammelstelle	arbeitstäglich	0,2	1,3

Quelle: HERRLER, 1988

Sammelsysteme und -kosten (Tab. 3.2.2). Es ist zwar davon auszugehen, daß die Menge der „Problemabfälle" im Hausmüll in Zukunft zurückgeht, nachdem besondere Sammlungen dieser Problemabfälle initiiert worden sind; erste Erfolge zeichnen sich bundesweit nach der Statistik der öffentlichen Abfallentsorgung für das Jahr 1987 (Tab. 3.2.3) bereits ab (vgl. auch Abschn. 5.1.2.7). Gleichwohl dürfte es jedoch unmöglich sein, Hausmüll von anorganischen und organischen Schadstoffen völlig frei zu halten, die als Problemstoffe eingestuft werden müssen. Die Forderung nach einer weitgehenden Inertisierung auch von Hausmüll vor der Deponierung erscheint durchaus berechtigt (vgl. z. B. HAHN, 1988).

559. Über Zahl und Art der Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung in den Jahren 1977 bis 1987 gibt Tabelle 3.2.4 Auskunft, wobei hinsichtlich des Abfallbereichs „Hausmüll" im wesentlichen die Spalten „Hausmülldeponien" — abweichend von der Statistik im folgenden als Siedlungsabfalldeponien bezeichnet —, „Abfallverbrennungsanlagen" und „Kompostierungsanlagen" von Bedeutung sind. Von besonderem Interesse sind die Deponien mit einer Gesamtzahl, die sich von 1977 mit 2865 bis 1987 mit 3220 um 12,4 % erhöht hat. Während die Zahl der Siedlungsabfalldeponien in diesem Zehnjahreszeitraum stetig zurückgegangen ist (um 75 %), hat die Zahl der Bauschutt- und Bodenaushubdeponien erheblich zugenommen (um 94 %). Die letztgenannten Deponien haben im Zusammenhang mit Hausmüll keine Bedeutung, wohl aber im Zusammenhang mit den Abfällen des Produzierenden Gewerbes, auf die in Abschnitt 3.2.2 näher eingegangen wird.

Tabelle 3.2.3

Im Rahmen der öffentlichen Abfallentsorgung im Jahr 1987 eingesammelte schadstoffhaltige Abfälle
(in 1 000 t)

Schadstoffhaltige Abfälle	66,4
darunter:	
Altöl	22,5
Altfarben und -lacke	9,3
Lösemittel	4,9
Autobatterien	3,1
Kleinbatterien	3,0
Altmedikamente	1,9

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990a

560. Nach Tabelle 3.2.5 ist davon auszugehen, daß die am 31. Dezember 1987 betriebenen 332 Siedlungsabfalldeponien nach Ablauf des Jahres 1990 voraussichtlich auf ca. 200 zusammengeschrumpft sein werden, weil dann bei ca. 130 von ihnen die Ablagerungsdauer zu Ende gegangen ist. Bei allem Vorbehalt gegenüber derartigen Prognosen ist mit einer weiter rückläufigen Tendenz in der Zahl der Siedlungsabfalldeponien zu rechnen, die sich in Tabelle 3.2.4 bereits deutlich abzeichnet. Nach Tabelle 3.2.1 ist der Anteil des „Hausmülls", der auf Deponien entsorgt wurde, von 1977 mit 80 % bis 1987 stetig zurückgegangen auf 70,7 %. Auffallend ist, daß bei stark sinkender Zahl der Siedlungsabfalldeponien die Zahl der öffentlichen Bauschutt- und Bodenaushubdeponien sich in 10 Jahren fast verdoppelt hat (Abschn. 3.2.2.1).

561. Als Folge des Abfallbeseitigungsgesetzes vom 7. Juli 1972 wurden die Siedlungsabfalldeponien in den siebziger Jahren systematisch zentralisiert, um eine bessere Ausstattung und eine bessere Überwachung zu gewährleisten. Für 1970 wird die Zahl der ungeordneten Abfalldeponien auf ca. 50 000 geschätzt. Die in den Abfallstatistiken ab 1977 veröffentlichten Zahlen geben die Schlußphase der Entwicklung von dezentralen kommunalen „Müllkippen" zu zentralen geordneten Großdeponien wieder. Die Zu-

Tabelle 3.2.4

Erfaßte Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung in der Bundesrepublik für die Jahre 1977, 1980, 1982, 1984 und 1987

Jahr	Erfaßte Anlagen insg.	Davon: Behandlungs- und sonstige Entsorgungsanlagen							Umladestationen und Sammelstellen für Gewerbeabfälle		
		zusammen	Deponien			Abfallverbrennungsanlagen	Kompostierungsanlagen	sonstige Anlagen[3]	zusammen	Umladestationen	Sammelstellen für Gewerbeabfälle
			zusammen	Hausmülldeponien[1]	Bauschuttdeponien[2]						
1977	2 947	2 865	2 756	1 355	1 401	43	17	49	82	76	6
1980	3 143	3 033	2 918	530	2 388	44	16	55	110	106	4
1982	3 298	3 176	3 060	439	2 621	44	15	57	122	118	4
1984	3 347	3 211	3 084	385	2 699	46	28	53	136	127	9
1987	3 377	3 220	3 045	332	2 713	47	60	68	157	152	5

[1]) Deponien für Hausmüll, Sperrmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle
[2]) Deponien für Bodenaushub und Bauschutt und Deponien für ausschließlich Bodenaushub
[3]) z. B. chemische und physikalische Behandlungsanlagen, einschließlich sonstiger Deponien; sonstige Deponien: 1984: 34; 1987: 37

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990a

nahme der Zahl der Bauschuttdeponien in diesem Zeitraum erklärt sich durch ihre vergleichsweise geringen Anforderungen an die Deponieausstattung. Die länger gewordenen Transportwege zu den Siedlungsabfalldeponien und erhöhte Deponierungskosten dürften zu einer verstärkten Nachfrage nach dezentralen Bauschuttdeponien geführt haben, die insofern für diesen Abfallbereich teilweise an die Stelle der ehemaligen kommunalen „Müllkippen" getreten sind.

562. Nach Tabelle 3.2.4 hat die Zahl der (öffentlichen) Abfallverbrennungsanlagen von 1977 bis 1987 nur von 43 auf 47 zugenommen; die verbrannten Abfallmengen sind nach Tabelle 3.2.1 im Hausmüllbereich von 1977 mit ca. 5,1 Mio. t bis 1987 mit ca. 8 Mio. t um ca. 56% angestiegen. Der Anteil des „Hausmülls", der in Abfallverbrennungsanlagen thermisch behandelt worden ist, hat von 1977 mit ca. 18% bis 1987 mit ca. 26% stetig zugenommen.

563. Im Jahre 1987 wurden 630 000 t „Hausmüll" in Kompostierungsanlagen der öffentlichen Abfallentsorgung verarbeitet (Tab. 3.2.1). Zwar ist die Zahl der Kompostierungsanlagen der öffentlichen Abfallentsorgung von 1977 bis 1987 von 17 auf 60 gestiegen

Tabelle 3.2.5

Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung in der Bundesrepublik 1987
Deponien mit noch zu verfüllendem Restvolumen und voraussichtlicher Ablagerungsdauer

Stand: 31. Dezember 1987

Art der Deponie	Deponien insgesamt	Noch zu verfüllendes Restvolumen insgesamt	Deponien mit voraussichtlicher Ablagerungsdauer von ... bis ... Jahren				
			bis 2	3–5	6–10	11–20	21 und mehr
	Anzahl	1 000 m³					
	1	2	3	4	5	6	7
Hausmülldeponie	332	432 738	99	80	63	56	34
Bodenaushub- und Bauschuttdeponie	2 458	188 566	655	578	635	449	141
Bodenaushubdeponie (ausschließlich)	255	24 675	98	62	61	24	10
Sonstige Deponie	37	14 580	11	8	9	8	1
Deponien zusammen	3 082	660 559	863	728	768	537	186

Quelle: Statistisches Bundesamt 1990a

(Tab. 3.2.4), die darin verarbeitete „Hausmüllmenge" weist im selben Zeitraum aber nur eine Schwankung zwischen 442 000 t und 630 000 t pro Jahr auf (Tab. 3.2.1). Das hängt damit zusammen, daß zahlreiche kleinere Kompostierungsanlagen hinzugekommen sind, in denen die Kompostierung auf weitgehend getrennt gesammeltes nativ-organisches Material beschränkt ist.

3.2.2 Abfälle aus dem Produzierenden Gewerbe

564. Die Statistik der Abfallentsorgung im Produzierenden Gewerbe, die zuletzt für 1987 erhoben worden ist (Statistisches Bundesamt, 1990b), erreicht aus den in Abschnitt 3.1.2 angegebenen Gründen nicht den Grad der Genauigkeit, wie er für die Darstellung der Statistik der öffentlichen Abfallentsorgung in Anspruch genommen werden kann. Gleichwohl vermittelt der Bericht eine Fülle von Detailinformationen über das Abfallaufkommen und die Abfallentsorgung in der Bundesrepublik für das Jahr 1987. Das Abfall- und Reststoffaufkommen sowie die Entsorgung der Abfälle im Produzierenden Gewerbe sind für die Jahre 1980, 1982, 1984 und 1987 in Tabelle 3.2.6 gegenübergestellt (KESTEN, 1989). Die Abfall- und Reststoffgesamtmengen (Spalte 3 der Tabelle 3.2.6) sind identisch mit den in der Abfallstatistik angegebenen „Abfallmengen"; diese Gesamtmengen beinhalten aber die in den Betrieben angefallenen Abfälle einschließlich der weitergegebenen Reststoffe (Bruttoabfallaufkommen). Hierin sind auch statistische Doppelerfassungen (Abschn. 3.1.3) enthalten, die auftreten, wenn Betriebe Abfälle von anderen, ebenfalls zur Abfallstatistik meldenden Betrieben übernehmen. Wird das Bruttoaufkommen um die Doppelerfassungen bereinigt und werden die als Reststoffe an „weiterverarbeitende Betriebe oder an den Altstoffhandel" abgegebenen Mengen abgezogen, so verbleiben die tatsächlich zu entsorgenden Abfälle (Nettoabfallaufkommen, Spalte 4). Innerbetrieblich verwertete Reststoffe werden abfallstatistisch überhaupt nicht erfaßt.

Für Gesamtaussagen über die Abfallsituation sind die Nettozahlen, die auch den Abfallbilanzen des Statistischen Bundesamtes zugrunde liegen, den Angaben zum Bruttoaufkommen an Abfällen und Reststoffen vorzuziehen, insbesondere wenn es um die zu beseitigenden Mengen und Kapazitäten der Beseitigungsanlagen geht.

Tabelle 3.2.6

Abfall- und Reststoffaufkommen sowie Abfallentsorgung im Produzierenden Gewerbe für die Jahre 1980, 1982, 1984 und 1987

(in 1 000 t)

Abfallhauptgruppen	Jahr	Abfall- und Reststoffmengen [1]	Zu entsorgende Abfälle [2]		
			insgesamt	außerbetrieblich entsorgt	entsorgt in eigener Anlage
Bauschutt, Straßenaufbruch und Bodenaushub	1980	141 079	130 775	109 395	21 380
	1982	125 727	117 205	100 839	16 366
	1984	124 782	115 771	101 499	14 272
	1987	120 312	108 097	95 723	12 374
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	1980	6 323	5 688	5 346	342
	1982	5 893	5 328	5 057	271
	1984	6 164	5 357	5 042	312
	1987	6 547	5 619	5 409	210
Bergematerial	1980	89 391	71 210	9 079	62 132
	1982	88 682	75 064	3 343	71 721
	1984	89 976	76 448	2 924	73 525
	1987	82 250	69 857	1 883	67 974
Produktionsspezifische Abfälle (ohne Bergematerial)	1980	59 066	29 568	14 544	15 024
	1982	60 990	26 519	11 603	14 916
	1984	65 592	34 019	18 076	15 943
	1987	77 798	33 622	17 896	15 826
Insgesamt	1980	295 859	237 241	138 364	98 878
	1982	281 293	224 115	120 842	103 274
	1984	286 513	231 595	127 541	104 055
	1987	286 908	217 195	120 811	96 384

[1]) Einschl. Doppelerfassungen.
[2]) Geringfügige Änderungen gegenüber früheren Angaben sind auf eine Modifikation der Berechnungsgrundlagen zurückzuführen.

Quelle: KESTEN, 1989, verändert

565. Die Tabelle 3.2.6 erlaubt folgende Schlußfolgerungen:

— Bei den Abfällen des Produzierenden Gewerbes machen im Bruttoaufkommen über die Jahre 1980 bis 1987 die Massenabfälle „Bauschutt und Bodenaushub" 42—47% sowie „Bergematerial" (des Bergbaus) 28—31%, d. h. zusammen 70—78% aus.

— Die eigentlichen produktionsspezifischen Abfälle aus dem Produzierenden Gewerbe liegen im Bruttoaufkommen in den angegebenen Jahren zwischen 59 und 78 Mio. t/a, im Nettoaufkommen zwischen 27 und 34 Mio. t/a. Die tatsächlich zu entsorgenden produktionsspezifischen Abfälle im Produzierenden Gewerbe bewegen sich in den 80er Jahren mit leicht steigender Tendenz um die 30 Mio. t pro Jahr. Die Bruttomenge hat von 1980 bis 1987 um 32% zugenommen; die zur Verwertung an Dritte abgegebene (Reststoff-)Menge ist aber ebenfalls gestiegen, nämlich von 29,5 Mio. t (1980) auf 44,1 Mio. t (1987).

Anzumerken ist an dieser Stelle, daß in den produktionsspezifischen Abfällen weitgehend auch die Sonderabfälle enthalten sind. Wegen der Unschärfe des Sonderabfallbegriffs über die Jahre 1980 bis 1987 können aber zu dessen Anteil hier keine konkreten Aussagen gemacht werden (vgl. aber Abschn. 3.2.3).

Wegen ihrer mengenmäßigen Bedeutung werden die Abfallbereiche Bauschutt und Bodenaushub sowie Bergematerial aus dem Bergbau gesondert dargestellt (Abschn. 3.2.2.1 und 3.2.2.2).

566. Das Abfallaufkommen und die Zusammensetzung der Abfälle aus dem Produzierenden Gewerbe und aus Krankenhäusern nach Abfallhauptgruppen und Anfallbereichen ist für das Jahr 1987 in Tabelle 3.2.7 dargestellt. Der überwiegende Teil der „Abfälle aus der Produktion" (ca. 103 Mio. t ohne Bauschutt und Bodenaushub) stammt aus dem Bergbau; die dort nachgewiesenen ca. 70 Mio. t Produktionsabfälle stellen fast ausschließlich Bergematerial dar. Schließt man das Bergematerial aus der Betrachtung aus, dann betragen die eigentlichen produktionsspezifischen Abfälle (einschl. ca. 1,6 Mio. t Klärschlämme) ca. 35 Mio. t; darin sind die Sonderabfälle mit etwa 2,2 Mio. t enthalten. Wie sich aus Tabelle 3.2.6 ergibt, werden die produktionsspezifischen Abfälle jeweils etwa hälftig außerbetrieblich bzw. in eigenen Anlagen entsorgt. Den Sonderabfällen wird wegen der überragenden Bedeutung ihres Gefährdungspotentials ein besonderer Abschnitt (3.2.3) gewidmet.

3.2.2.1 Bauschutt und Bodenaushub

567. Nach dem Ergebnis der Abfallbilanz 1987 sind im Jahre 1987 ca. 108 Mio. t Bauschutt und Bodenaushub in der Bundesrepublik als Abfall angefallen (Tab. 3.1.1). In der Abfallstatistik für das Produzierende Gewerbe und die Krankenhäuser (Statistisches Bundesamt, 1990b) werden folgende Angaben zur angefallenen Abfallmenge für das Jahr 1987 gemacht (in t):

— Bauschutt, Straßenaufbruch, Bodenaushub (nicht aufteilbar)	10 308 610
— Bauschutt	15 034 156
— Straßenaufbruch	9 126 878
— Bodenaushub	85 924 705.

Die Differenz der Summe von etwa 120 Mio. t zu den 108 Mio. t der Abfallbilanz geht zurück auf Gründe, die in Abschnitt 3.2.2 bereits dargestellt worden sind (ca. 5,8 Mio. t Übernahme durch andere Betriebe [Doppelzählung] und ca. 6,6 Mio. t an weiterverarbeitende Betriebe/Altstoffhandel). In diesen Mengen sind diejenigen Bauschutt- und Straßenaufbruchmengen nicht enthalten, die als Reststoffe in betriebseigenen Anlagen des Baugewerbes verwertet worden sind, weil diese in der Abfallstatistik nicht erfaßt werden.

568. In Abschnitt 4.5.4 ist die Frage der Verwertung von Bauschutt, Bodenaushub und Straßenaufbruch eingehend behandelt. Trotz aller erreichten und zu erwartenden Verwertungserfolge ist davon auszugehen, daß immer noch erhebliche Mengen von Bauschutt und insbesondere von Bodenaushub deponiert werden. Darauf deutet die große Zahl der öffentlichen Bauschuttdeponien hin (Tab. 3.2.4); für 1987 wird die Zahl der öffentlichen Deponien, die ausschließlich für Bodenaushub und Bauschutt vorgesehen sind, mit 2 713 angegeben.

569. Aus Tabelle 3.2.1 geht hervor, daß seit 1980 jährlich zwischen 40 und 50 Mio. t Bodenaushub, Bauschutt und Straßenaufbruch auf Deponien der öffentlichen Hand abgelagert wurden; 1987 waren es sogar ca. 56 Mio. t. Dabei ist zu berücksichtigen, daß in gewissem Umfang derartige Materialien nicht nur auf besonderen Bauschutt- und Bodenaushubdeponien, sondern auch auf Siedlungsabfalldeponien (1987: 15,3 Mio. t) abgelagert werden. Auf betriebseigenen Deponien wurden nach Tabelle 3.2.6 im Jahre 1987 etwa 12 Mio. t Bauschutt und Bodenaushub abgelagert (1984: ca. 14 Mio. t). Daß der Deponieraum immer knapper wird, ergibt sich aus Tabelle 3.2.5; es ist davon auszugehen, daß von den am 31. Dezember 1987 vorhandenen 2 713 öffentlichen Bauschutt- und Bodenaushubdeponien heute bereits etwa 750 wegen Ablaufs der damals geschätzten Ablagerungsdauer nicht mehr zur Verfügung stehen. Eine ähnliche Prognose wurde auch in der Abfallstatistik 1984 für Ende 1987 gestellt. Gleichwohl war die Zahl der öffentlichen Bauschutt- und Bodenaushubdeponien Ende 1987 größer als Ende 1984 (Tab. 3.2.4).

570. Die Zahl der betriebseigenen Deponien, die sich für die Jahre 1980, 1982, 1984 und 1987 aus Tabelle 3.2.8 ergibt, ist sowohl insgesamt als inbesondere auch im Baugewerbe rückläufig. Mit der Anlegung neuer Deponien in größerem Umfang ist in diesem Bereich nicht zu rechnen; offenbar werden aber im öffentlichen Bereich immer wieder neue Kapazitäten geschaffen und damit geradezu entsprechende Abfallströme angezogen, wie der Anstieg der angelieferten Abfallmengen zwischen 1984 und 1987 zeigt (Tab. 3.2.1 und Tz. 553). Ein solches Angebot an Deponien steht dem Ziel einer immer stärkeren Verwertung von Bauschutt, Straßenaufbruch und Bodenaus-

Tabelle 3.2.7

Abfallwirtschaftliche Bilanz 1987 — Abfallaufkommen im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern nach Abfallhauptgruppen

(in 1 000 t)

Abfallhauptgruppe	Produzierendes Gewerbe									Krankenhäuser
	zusammen	Elektrizitäts-, Gas-, Fernwärme- und Wasserversorgung	Bergbau	Verarbeitendes Gewerbe					Baugewerbe	
				zusammen	Grundstoff- und Produktionsgütergewerbe	Investitionsgüter produzierendes Gewerbe	Verbrauchsgüter produzierendes Gewerbe	Nahrungs- und Genußmittelgewerbe		
Abfallmenge insgesamt	218 814	8 382	71 169	38 761	27 532	5 508	3 012	2 710	100 502	947
davon:										
Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll	5 619	114	157	4 928	1 112	2 114	1 137	565	420	669
Abfälle aus der Produktion a. n. g. ohne Bauschutt und Bodenaushub	103 479	7 132	70 149	25 586	20 203	1 821	1 628	1 936	612	196
davon:										
Ofenausbruch, Hütten- und Gießereischutt	911	14	2	895	843	41	11	—	0	—
Formsand, Kernsand, Stäube, andere feste mineralische Abfälle	11 711	6 220[1]	34	5 405	4 585	588	168	64	52	32
Metallurgische Schlacken und Krätzen	1 663	0	—	1 652	1 617	35	1	—	11	—
Metallabfälle	89	7	2	80	56	20	3	1	2	0
Oxide, Hydroxide, Salze, radioaktive Abfälle, sonstige feste produktionsspez. Abfälle	308	1	0	307	272	30	4	0	0	1
Säuren, Laugen, Schlämme, Laborabfälle Chemikalienreste, Detergentien, sonstige flüssige produktionsspezifische Abfälle	5 379	7	10	5 360	5 085	162	97	17	2	4
Lösungsmittel, Farben, Lacke, Klebstoffe	540	0	0	535	343	142	47	3	4	2
Mineralölabfälle, Ölschlämme, Phenole	1 222	68	97	965	480	460	14	11	91	0
Kunststoff-, Gummi- und Textilabfälle	842	1	5	827	375	90	344	19	10	4
Schlämme aus Wasseraufbereitung	501	311	18	172	109	20	38	4	0	—
Sonstige Schlämme	7 500	499	119	6 845	5 114	117	115	1 499	37	44
Papier- und Pappeabfälle	235	2	0	230	111	9	90	20	3	0
Sonstige organische Abfälle	2 716	2	4	2 310	1 211	106	695	298	400	26
Krankenhausspezifische Abfälle	0	—	—	0	0	0	0	—	—	83
Abfälle a. n. g.[2]	69 862	0	69 858	3	2	1	1	0	0	0
darunter Sonderabfälle[4]	2 197	2	71	2 123	1 719	346	45	14	1	20
Klärschlämme, Schlämme aus der Abwasserreinigung (Trockensubstanz)	1 619[3]	.	526	1 093	1 000	9	15	68	.	.
Bauschutt, Bodenaushub	108 097	1 136	337	7 154	5 217	1 564	232	141	99 470	82

[1]) Einschl. Rückständen aus der Verbrennung (nicht Abfallverbrennung).
[2]) Einschl. Bergematerial (69 857).
[3]) Bergbau, Verarbeitendes Gewerbe.
[4]) Sonderabfälle sind die in der Verordnung zu § 2 Abs. 2 Abfallgesetz (AbfG) genannten Abfälle, die in Verbindung mit § 11 Abs. 3 AbfG der Nachweispflicht unterliegen.
. = Zahlenwerte unbekannt bzw. geheimzuhalten.

Differenzen in den Summen durch Runden der Zahlen.

Quelle: Statistisches Bundesamt 1990b

Tabelle 3.2.8

Betriebliche Abfallbehandlungsanlagen und Deponien 1980, 1982, 1984 und 1987 nach Wirtschaftsgruppen sowie Art und Zahl der Anlagen

Art der Anlagen	Jahr	Anlagen						Krankenhäuser
		Insgesamt	Produzierendes Gewerbe insgesamt	davon				
				Elektrizitäts-, Gas-, Fernwärme und Wasserversorgung	Bergbau	Verarbeitendes Gewerbe	Baugewerbe	
Anlagen insgesamt	1980	8 700	7 522	156	66	6 213	1 090	1 175
	1982	10 524	9 304	194	68	7 938	1 104	1 220
	1984	10 676	9 595	203	60	8 400	932	1 081
	1987	11 092	10 310	230	73	9 260	747	782
davon: Deponien	1980	1 754	1 747	89	47	1 015	596	7
	1982	1 595	1 598	56	48	907	578	6
	1984	1 330	1 326	76	38	788	424	4
	1987	1 099	1 097	62	42	657	336	2
Verbrennungsanlagen	1980	3 745	2 685	29	14	2 200	442	1 060
	1982	3 606	2 741	31	11	2 229	470	865
	1984	3 101	2 493	27	8	2 012	446	608
	1987	2 274	2 056	15	6	1 175	320	218
davon: Abfallverbrennungsanlagen	1980	1 232	247	—— 6 ——		226	15	985
	1982	1 004	201	—— 6 ——		180	15	803
	1984	687	133	5	.	125	.	554
	1987	286	83	—	.	.	.	203
Feuerungsanlagen[1]	1980	2 513	2 438	37		1 974	427	75
	1982	2 602	2 540	36		2 049	455	62
	1984	2 414	2 360	22	.	1 887	.	54
	1987	1 988	1 973	15	.	.	.	15
Sonstige Anlagen[2] und Vorbehandlungsanlagen[3]	1980	3 201	3 093	38	5	2 998	52	108
	1982	5 323	4 974	107	9	4 802	56	349
	1984	6 245	5 776	100	14	5 600	62	469
	1987	7 719	7 157	153	25	6 888	91	562

[1]) Feuerungsanlagen, in denen regelmäßig auch Abfälle verbrannt werden.
[2]) Versenkbohrungen, Verklappungs- und Verbrennungsschiffe.
[3]) Neutralisations-, Emulsionstrenn-, Schlammentwässerungsanlagen, Destillations- und Zerkleinerungsanlagen.
. = Zahlenwert unbekannt oder geheimzuhalten.
—— —— = aus Gründen der Geheimhaltung bzw. Vergleichbarkeit zusammengefaßt.

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990b

hub entgegen. Die Strategie zur Erreichung dieser Ziele ist in Abschnitt 4.5.4 aufgezeigt.

3.2.2.2 Bergematerial

571. Unter Bergematerial werden naturbelassene Stoffe verstanden, die im Bergbau bei der Gewinnung von Kohle, Erzen, Salzen oder anderen Mineralien unvermeidbar mit dem eigentlich zu gewinnenden Stoff anfallen. Im Bergbau, vor allem bei der Steinkohlegewinnung, wird das mitgeförderte Gestein als Berge bezeichnet. Das Bergematerial unterliegt — wie in Abschnitt 3.1.2 bereits ausgeführt — nicht dem Umweltstatistikgesetz, wird jedoch in einer Zusatzerhebung zur Abfallstatistik für das Produzierende Gewerbe und Krankenhäuser vom Statistischen Bundesamt unter fachlicher Mitarbeit der Wirtschaftsvereinigung Bergbau und der Statistik der Kohlewirtschaft regelmäßig erfaßt, zuletzt für das Jahr 1987. Die Ergebnisse der Zusatzerhebung werden nicht in die amtliche Statistik der Abfallentsorgung übernommen (Statistisches Bundesamt, 1990b). In der dargestellten Abfallbilanz 1987 ist jedoch die Zusatzerhebung berücksichtigt. Zu den dort angegebenen Mengen des angefallenen Bergematerials (Tab. 3.1.1) ist zu bemerken, daß diese nicht mit den entsprechenden Daten der Montanstatistik übereinstimmen. Während in der Montanstatistik durch Differenzbildung zwischen Rohförderung und verwertbarer Förderung ohne detaillierte Untergliederung die Menge des Bergematerials errechnet wird, werden in der Zusatzerhebung des Statistischen Bundesamtes die anfallenden naturbelassenen Stoffe (Berge) nur erfaßt, soweit sie nicht

Tabelle 3.2.9

Anfall und Entsorgung „naturbelassener Stoffe" im Bergbau der Bundesrepublik Deutschland 1987

Lfd. Nr.	Art der naturbelassenen Stoffe	Gesamtmenge	abgefahrene oder abgegebene Menge			in eigenen Anlagen abgelagerte Mengen	
			zusammen	zur Lagerung auf außerbetriebliche Anlagen	zur Weiterverwendung an Dritte	insgesamt	darunter aus anderen Betrieben stammend
		t*)					
01	02	03	04	05	06	07	08
01	Flotationsabgänge	8 251 711	2 202 550	1 750 289	452 261	6 049 161	—
02	Aufbereitungs-Waschberge	61 471 079	11 074 818	14 547	11 060 271	50 396 261	—
03	Grubenberge	5 800 549	825 656	97 421	728 235	4 974 893	—
04	Sonstige naturbelassene Stoffe	6 727 067	29 898	20 630	9 268	6 697 169	143 129
05	Insgesamt	82 250 406[1]	14 132 922	1 882 887	12 250 035	68 117 484	143 129

*) Nur Feststoffe

1) Brutto-Bergeaufkommen: das Netto-Bergeaufkommen (zu entsorgendes Bergematerial) ergibt sich aus: Spalte 03 — (Spalte 06 + Spalte 08) = 69 857 242 t

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990e

Tabelle 3.2.10

Anfall und Entsorgung „naturbelassener Stoffe" nach Wirtschaftszweigen des Bergbaus für 1987

<table>
<tr><th rowspan="3">Lfd. Nr.</th><th rowspan="3">Art der naturbelassenen Stoffe</th><th rowspan="2">Gesamtmenge</th><th colspan="5">davon</th></tr>
<tr><th>Steinkohlenbergbau</th><th>Eisenerzbergbau</th><th>NE-Metallerzbergbau</th><th>Kali- und Steinsalzbergbau, Salinen</th><th>Sonstiger Bergbau[1]</th></tr>
<tr><th colspan="6">t*)</th></tr>
<tr><td>01</td><td>02</td><td>03</td><td>04</td><td>05</td><td>06</td><td>07</td><td>08</td></tr>
<tr><td>01</td><td>Flotationsabgänge</td><td>8 251 711</td><td>6 207 726</td><td colspan="2">246 036</td><td rowspan="2">5 234 918</td><td>105 919</td></tr>
<tr><td>02</td><td>Aufbereitungs-Waschberge</td><td>61 471 079</td><td>57 762 201</td><td colspan="2" rowspan="3">401 130</td><td>90 168</td></tr>
<tr><td>03</td><td>Grubenberge</td><td>5 800 549</td><td>5 454 115</td><td>—</td><td rowspan="2">32 899</td></tr>
<tr><td>04</td><td>Sonstige naturbelassene Stoffe</td><td>6 727 067</td><td>233 000</td><td>6 482 294[2]</td></tr>
<tr><td>05</td><td>Insgesamt</td><td>82 250 406[3]</td><td>69 657 042</td><td colspan="2">647 166</td><td>11 717 212</td><td>228 986</td></tr>
</table>

*) Nur Feststoffe

1) U. a. Gewinnung von Schwefel- und Magnetkies, Flußspat, Schwerspat, Graphit.

2) Hier überwiegend Rückstände aus der Kalifabrikation, die im wesentlichen aus Steinsalz bestehen, mit wechselnden Anteilen von Kieserit und den sonstigen bei der Verarbeitung nicht gewonnenen mineralischen Bestandteilen.

3) davon:
- Nordrhein-Westfalen 60 622 866 (insbesondere Steinkohle)
- Saarland 9 217 982 (Steinkohle)
- Niedersachsen 2 004 952 (insbesondere Kali- und Steinsalzbergbau, NE-Metall- und Eisenerzbergbau)
- Hessen und Baden-Württemberg 10 404 606 (insbesondere Kali und Steinsalzbergbau).

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990e

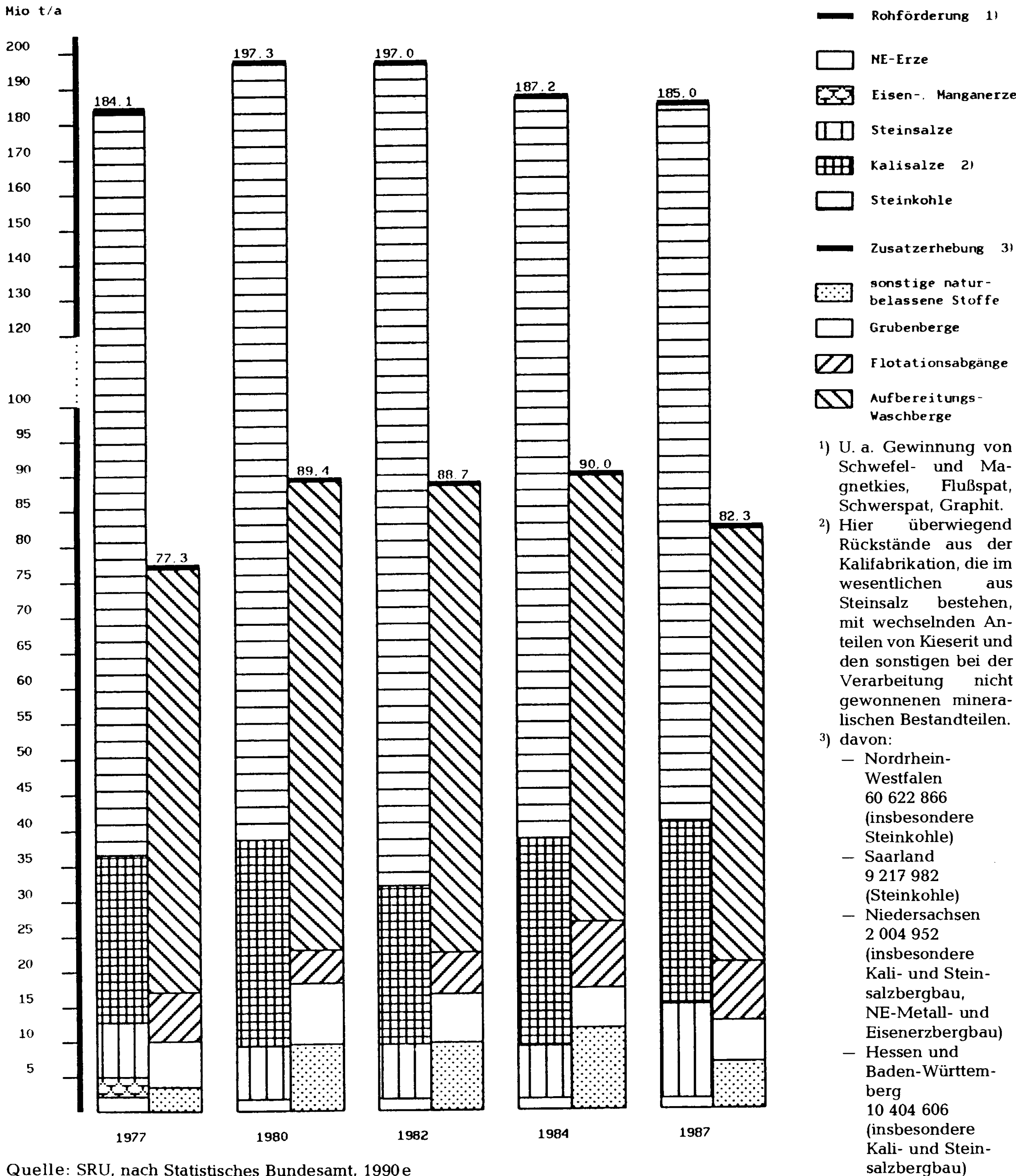
in irgendeiner Weise im Betrieb verwendet werden; diese Verfahrensweise führt zum Beispiel dazu, daß die im Steinkohlenbergbau für den Versatz unter Tage eingesetzten Berge in der Zusatzerhebung nicht erfaßt werden. Aus diesem Grunde liegen die Mengenangaben der Zusatzerhebung niedriger als die der Montanstatistik.

572. Wichtige Ergebnisse der Zusatzerhebung des Statistischen Bundesamtes für das Jahr 1987 sind in den Tabellen 3.2.9 und 3.2.10 dargestellt. Die Mengenangaben beziehen sich auf alle von der Statistik erfaßten Bergbaubereiche, nicht nur auf den Steinkohlenbergbau; die langjährige Entwicklung ergibt sich aus der graphischen Darstellung in Abbildung 3.2.3.

Abbildung 3.2.3

Rohförderung und Anfall „naturbelassener Stoffe" im Bergbau in den Jahren 1977, 1980, 1982, 1984 und 1987

(in Mio. t)



1) U. a. Gewinnung von Schwefel- und Magnetkies, Flußspat, Schwerspat, Graphit.

2) Hier überwiegend Rückstände aus der Kalifabrikation, die im wesentlichen aus Steinsalz bestehen, mit wechselnden Anteilen von Kieserit und den sonstigen bei der Verarbeitung nicht gewonnenen mineralischen Bestandteilen.

3) davon:
- Nordrhein-Westfalen 60 622 866 (insbesondere Steinkohle)
- Saarland 9 217 982 (Steinkohle)
- Niedersachsen 2 004 952 (insbesondere Kali- und Steinsalzbergbau, NE-Metall- und Eisenerzbergbau)
- Hessen und Baden-Württemberg 10 404 606 (insbesondere Kali- und Steinsalzbergbau)

Quelle: SRU, nach Statistisches Bundesamt, 1990e

Tabelle 3.2.10 weist aus, daß die Schwerpunkte der Bergeproblematik im Steinkohlenbergbau und im Kali-/Steinsalzbergbau liegen. Daher werden für diese beiden Bereiche die Entsorgungsprobleme und die Lösungsansätze etwas ausführlicher dargestellt.

Steinkohlenbergbau

573. Für den Steinkohlenbergbau in der Bundesrepublik liegen aus Angaben des Gesamtverbandes des Deutschen Steinkohlenbergbaus Daten über den Bergeanfall und über die Bergeverwendung in den Jahren 1986 und 1988 vor (Tab. 3.2.11). Bei einer Steinkohlenfördermenge in der Bundesrepublik von 81,8 Mio. t in 1986 und 72,9 Mio. t in 1988 ergibt sich aus Tabelle 3.2.11a, daß an der Gesamtfördermenge das Bergematerial (76,6/68,1 Mio. t) mit jeweils 48,3 % (Ruhrkohle AG ca. 46 %) beteiligt war.

Bei der Bergeunterbringung im Bereich der Ruhrkohle AG als dem größten Unternehmen des Steinkohlenbergbaus liegt mit ca. 70 % der überragende Anteil in der Bergeaufhaldung („Deponierung"), während im Bereich der „Verwertung" der Fremdabsatz 20 bis 25 % und der Versatz unter Tage — d. h. die Rückführung der Berge an ihren Entstehungsort —, 6 bis 7 % betragen. Zum Fremdabsatz gehört die Verwendung von Bergematerial beim Straßen- und Eisenbahnbau, beim Wasserbau, bei der Rekultivierung von Kies- und Baggergruben, bei der Auffüllung von Senkungsgebieten, als Baugrundvorbereitung von Industrieflächen und als Zuschlag- und Ersatzstoff für Baustoffe. Das Bergematerial der Ruhrkohle AG erfüllt zum Beispiel die normmäßig festgelegten Forderungen des Straßenbaus bei Dammschüttungen voll. Ohne Schwierigkeiten kann durch entsprechende Auswahl des Bergematerials und des Grades der Verdichtung die Durchlässigkeit so verringert werden, daß praktisch kein Eluat auftritt. Die Verdichtung des Materials geht hierbei allerdings weit über das Maß hinaus, das bei Haldenschüttungen üblicherweise vorhanden ist; daher muß bei der Aufhaldung von Bergen das Eluatproblem besonders beachtet werden.

574. Die Anzahl der betriebenen Bergehalden ist im Laufe der Zeit stark zurückgegangen; noch vor 25 Jahren benötigte der Ruhrbergbau 140 Bergehalden. Mit der Hinwendung zu großvolumigen Landschafts-

Tabelle 3.2.11

Bergeanfall und Bergeverwendung im Deutschen Steinkohlenbergbau 1986 und 1988

(in Mio. t)

a) Bergeanfall

Bergbauunternehmen	1986	1988
Gewerkschaft Auguste Victoria	2,92	3,36
Eschweiler Bergwerks-Verein .	5,35	2,45
Preussag AG	2,10	2,10
Ruhrkohle AG	54,00	47,80
Gewerkschaft Sophia-Jacobs . .	2,55	2,53
Saarbergwerk AG	9,63	9,82
Summe:	76,55	68,06

b) Bergeverwendung

Bergbauunternehmen	Aufhaldung		Versatz unter Tage		Fremdabsatz		insgesamt	
	1986	1988	1986	1988	1986	1988	1986	1988
Gewerkschaft Auguste Victoria	1,59	2,69	—	—	1,33	0,67	2,92	3,36
Eschweiler Bergwerks-Verein .	5,35	2,45	—	—	—	—	5,35	2,45
Preussag AG	1,95	2,00	—	—	0,15	0,10	2,10	2,10
Ruhrkohle AG	38,00	34,20	4,0	3,20	12,00	10,40	54,00	47,80
Gewerkschaft Sophia-Jacobs . .	2,55	2,47	—	—	0,004	0,06	2,55	2,53
Saarbergwerk AG *)	6,71	6,15	1,38	1,30	0,623	2,37	8,71	9,82
Summe:	56,15	49,96	5,38	4,50	14,107	13,60	76,63	68,06

*) 1986 wurden zusätzlich 0,918 Mio. t in Floationsweihern abgelagert

Quelle: Gesamtverband des Deutschen Steinkohlenbergbaus, 1989, pers. Mitt.

bauwerken hat sich die Zahl der betriebenen Halden im Ruhrgebiet auf zur Zeit 22 verringert. Durch eine landschaftsgerechte Gestaltung, die Begrünung sowie die Wiedernutzbarmachung der Haldenoberfläche unterscheiden sich die heutigen Halden (Tafelberghalden) deutlich von denen der ersten Generation (Spitzkegelhalden).

575. Neuere Untersuchungen, insbesondere bezüglich der Haldenwirtschaft am linken Niederrhein haben gezeigt, daß die Sickerwässer aus dem Bergematerial ausgewaschene Stoffe aufweisen können. Die Untersuchungsergebnisse lassen erkennen, daß sich Art und Größe des Stoffaustrags aus Bergehalden über die Zeitdauer ihrer Verwitterung ändern (von BERK, 1987); sie zeigen die Auswaschung von Chloriden und die Zunahme von Sulfat, Eisen, Kalzium, Magnesium und Mangan durch Pyritoxidation. Die dabei freiwerdenden Säuren können dazu führen, daß bei fallenden pH-Werten und sinkender Pufferkapazität des Bergematerials und des Grundwasserleiters Spurenelemente mobilisiert werden (SCHULZ, 1989).

Im Hinblick auf die Ergebnisse des Gutachtens (von BERK, 1987) sollen die nordrhein-westfälischen „Richtlinien für die Zulassung von Bergehalden im Bereich der Bergaufsicht" (RdErl. v. 13. Juli 1984 — MBl. NW., S. 931) dahingehend geändert werden, daß bei der Anlegung von Bergehalden durch Abdichtungsmaßnahmen und durch neue Schüttechniken (Verdichtung) die Sickerwassermenge minimiert wird; die Basisabdichtung soll an einen abgedichteten umlaufenden Randgraben mit Zufluß zu einem Klärsystem angeschlossen werden.

576. Die im Bereich der Ruhrkohle AG heute betriebsplanmäßig zugelassenen Haldenkapazitäten haben zeitlich unterschiedliche Reichweiten. Bis 1995 wird die Anzahl der Haldenbetriebe auf 14 zurückgegangen sein. Es ist abzusehen, daß nach Erschöpfung der gesicherten Bergehaldenkapazitäten die Zulassung weiterer Bergehalden im Ballungsraum des Ruhrreviers immer schwieriger werden wird, so daß weiter entfernte Standorte in den ländlich strukturierten Zonen des südlichen Münsterlandes gesucht werden müssen, wo allerdings mit größeren Akzeptanzproblemen gerechnet werden muß. Zur Erhöhung der Akzeptanz trägt nicht nur die landschaftsgerechte Gestaltung neu anzulegender Bergehalden bei, sondern vor allem auch die Vermittlung der Überzeugung an die Öffentlichkeit, daß der Steinkohlenbergbau alles tut, um die Menge des aufzuhaldenden Bergematerials durch Verwertungsmaßnahmen so niedrig wie möglich zu halten, insbesondere durch eigene Maßnahmen zur Versatzeinbringung unter Tage.

Kalibergbau

577. In der Bundesrepublik werden acht Kaliwerke betrieben, die ein Rohsalz fördern, das nicht nur die Kalimineralien Sylvin und Carnallit enthält, sondern auch von der Gewinnungsstätte abhängige wechselnde Anteile an Kieserit, Anhydrit, unlöslichem Ton und Carbonaten; die Jahresförderung aller Kaliwerke in der Bundesrepublik betrug 1985 29,2 Mio. t; der durchschnittliche Kaliumgehalt des Rohsalzes lag bei 11 % K_2O, was einem Gehalt von 17,5 % KCl entspricht (PIETRZENIUK, 1986). Die Kalisalzrohförderung in den einzelnen Jahren ist schwankend, wie Abbildung 3.2.3 ausweist (1977: 23,8 Mio. t; 1980: 29,3 Mio. t; 1982: 22,5 Mio. t; 1984: 29,5 Mio. t; 1987: 25,8 Mio. t).

Im Jahre 1985 waren von der Kalisalzrohförderung in Höhe von 29,2 Mio. t als Rückstände 22,5 Mio. t zu entsorgen. Die Rückstände aus der Kalifabrikation bestehen im wesentlichen aus Steinsalz mit wechselnden Anteilen von Kieserit und den sonstigen bei der Verarbeitung nicht gewonnenen mineralischen Bestandteilen. Es fallen feste und flüssige Rückstände an. An festen Rückständen wurden 4,3 Mio. t in leergeförderten Grubenbauen versetzt, ca. 13 Mio. t wurden aufgehaldet. 4,4 Mio. t Salze wurden als Lösungen in klüftige, gegen das Grundwasser durch Tonschichten abgedichtete Formationen des anstehenden Gebirges versenkt, während 1,5 Mio. t als Lösungen über Oberflächengewässer abgeleitet wurden (PIETRZENIUK, 1986).

Für 1987 hat die Kali und Salz AG folgende Daten zum Vergleich mit 1985 angegeben:

— Rohförderung	25,8 Mio. t
— Rückstände	19,6 Mio. t
davon	
— Versatz	3,1 Mio. t
— Halde	11,6 Mio. t
— versenkt	3,2 Mio. t
— Oberflächengewässer	1,7 Mio. t.

578. Die Aufhaldung von Rückständen aus dem Kalibergbau (SCHROTH, 1977) bedarf wegen des hohen Salzgehalts besonderer Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers; es handelt sich praktisch um Salz-, in der Hauptsache NaCl-Halden, die wegen ihrer hellen Färbung — sie sind bisher nicht großflächig begrünbar (LENZ, 1983) —, in der Landschaft auffallen. Die Standorte für derartige Halden werden nach hydrogeologischen Gesichtspunkten ausgewählt; durch eine durchgehende Tonschicht soll eine unkontrollierte Versickerung des salzhaltigen Haldenwassers vermieden werden. Die von der Halde abfließenden Wässer werden in umlaufenden wasserdichten Gräben aufgefangen und in Haldenwassersammelteiche geleitet. Dieses Haldenwasser wird nur teilweise wieder in den Verarbeitungsprozeß zurückgeführt, in der Hauptsache wird es in entsprechenden Gebirgsformationen versenkt; teilweise wird es aber auch in Oberflächengewässer abgeleitet.

3.2.3 Sonderabfälle (einschließlich krankenhausspezifischer Sonderabfälle)

Sonderabfallbegriff und -aufkommen

579. Der Begriff „Sonderabfall" ist nicht legaldefiniert (Abschn. 2.2.4) und wird in der Praxis in unterschiedlicher Weise verwendet. Dies führt dazu, daß ein bestimmter Abfall in einem Bundesland oder auch in mehreren Bundesländern nachweispflichtig ist —

und damit Sonderabfall im weiteren Sinne darstellt —, während Abfall derselben Art in anderen Ländern nicht nachweispflichtig ist.
In dem Bericht der Bundesregierung über den Vollzug des Abfallgesetzes (AbfG) (BT-Drucksache 11/756) wird ausgeführt, daß für das Jahr 1983 2,43 Mio. t Abfall nach § 2 Abs. 2 AbfG als nachweispflichtige Sonderabfälle entsorgt worden sind; hinzu kommen noch 2,44 Mio. t nach § 11 Abs. 2 AbfG von den Ländern nachweispflichtig gemachte Abfälle, so daß die Gesamtmenge an „Sonderabfällen" im Jahre 1983 4,87 Mio. t betragen hat (Tab. 3.2.12).

Tabelle 3.2.12

Menge der nachweispflichtigen Sonderabfälle, gegliedert nach Abfallgruppen
(Basis 1983)

Abfallart	Menge in t		%
1. Schwefelhaltige Abfälle		**2 161 545**	**44,4**
Dünnsäure	1 345 970		
Gipse mit produktionsspez. Beimengungen	785 543		
Säureteere, Säureharze	25 749		
Sonstige	4 283		
2. Ölhaltige Abfälle		**491 635**	**10,1**
Ölemulsionen	222 722		
Schlämme	138 744		
Mineralölverarbeitung	63 059		
Sonstige	67 110		
3. Verbrennungsrückstände		**258 912**	**5,3**
Aschen und Schlacken aus SAV	110 722		
Flugstäube aus SAV	3 075		
Aschen und Schlacken aus MVA	3 082		
Flugstäube aus MVA	38 724		
Flugstäube aus Feuerungs- und Verbrennungsanlagen	103 309		
4. Lack- und Farbabfälle		**250 503**	**5,2**
Lack- und Farbschlämme	222 442		
Sonstige	28 061		
5. Halogenhaltige organische Lösemittel		**233 363**	**4,8**
Lösemittelgemische	147 376		
Destillationsrückstände und Schlämme	82 987		
PCB	2 764		
6. Galvanikabfälle		**191 719**	**4,0**
Galvanikschlämme	142 568		
Konzentrate	28 457		
Härtesalze (cyanidhaltig)	20 694		
7. Verunreinigte Böden		**165 773**	**3,4**
8. Salzschlacken und Krätzen		**124 264**	**2,6**
Salzschlacken	119 520		
Al-Krätze	4 744		
9. Filtermassen (Kieselgur)		**108 200**	**2,2**
10. Gichtgasschlamm		**107 853**	**2,2**
11. Halogenfreie organische Lösemittel		**91 628**	**1,9**
Lösemittel und -gemische	53 931		
Destillationsrückstände	37 697		
12. Bariumsulfatschlamm		**44 763**	**0,9**
13. Rest		**632 635**	**13,0**
Gesamtmenge		**4 866 427**	**100,0**

Quelle: BT-Drucksache 11/756

Tabelle 3.2.13

Aufkommen und Entsorgung nachweispflichtiger Sonderabfälle im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern 1984

(in Tonnen)

Abfallart	Sonderabfallaufkommen				
	insgesamt	davon			
		zur außerbetrieblichen Entsorgung abgegeben[1])	in eigenen Anlagen entsorgt	und zwar	
				deponiert	verbrannt[2])
Insgesamt ...	8 602 136	5 405 253	3 196 883	1 472 001	1 724 882
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	6 245 533	3 342 595	2 902 938	1 384 626	1 518 312
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	2 356 603	2 062 658	293 945	87 375	206 570
Anorganische Säuren und Laugen					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	3 517 788	2 135 999	1 381 789	2 552	1 379 237
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	1 456 392	1 440 486	15 906	3 131	12 775
Insgesamt ...	4 974 180	3 576 485	1 397 695	5 683	1 392 012
Metallurgische Schlacken, Krätzen, Stäube					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	202 284	19 550	182 734	173 694	9 040
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	228 472	190 223	38 249	38 249	—
Insgesamt ...	430 756	209 773	220 983	211 943	9 040
Organische Lösemittel und lösemittelhaltige Rückstände					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	67 720	26 279	41 441	996	40 445
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	244 601	103 762	140 839	1 834	139 005
Insgesamt ...	312 321	130 041	182 280	2 830	179 450
Mineralölhaltige Abfälle					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	454 363	366 904	87 459	25 597	61 862
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	183 604	153 963	29 641	3 816	25 825
Insgesamt ...	637 967	520 867	117 100	29 413	87 687
Lack- und Farbabfälle					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	46 020	42 540	3 480	1 090	2 390
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	156 889	109 378	47 511	37 346	10 165
Insgesamt ...	202 909	151 918	50 991	38 436	12 555
Abfälle von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln sowie von pharmazeutischen Erzeugnissen					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	18 252	12 810	5 442	137	5 305
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	27 902	18 183	9 719	2 182	7 537
Insgesamt ...	46 154	30 993	15 161	2 319	12 842
Infektiöse Abfälle					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	1 006	59	947	—	947
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	21 959	12 065	9 894	—	9 894
Insgesamt ...	22 965	12 124	10 841	—	10 841
Sonstige feste mineralische Sonderabfälle					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	927 074	240 372	686 702	686 659	43
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	9 401	9 401	—	—	—
Insgesamt ...	936 475	249 773	686 702	686 659	43
Mineralische Schlämme					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	723 956	267 209	456 747	451 376	5 371
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	—	—	—	—	—
Insgesamt ...	723 956	267 209	456 747	451 376	5 371
Andere Sonderabfälle					
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 2 AbfG	287 070	230 873	56 197	42 525	13 672
nachweispflichtig nach § 11 Abs. 3 AbfG	27 383	25 197	2 186	817	1 369
Insgesamt ...	314 453	256 070	58 383	43 342	15 041

[1]) Im Rahmen der öffentlichen Müllabfuhr abgeholt sowie selbst oder durch Dritte zu außerbetrieblichen Entsorgungsanlagen abgefahren.

[2]) In Abfallverbrennungsanlagen oder Feuerungsanlagen, in denen regelmäßig auch Abfälle verbrannt wurden.

Quelle: SRU, nach nicht veröffentlichten Angaben des Statistischen Bundesamtes

580. Das Statistische Bundesamt hat für das Sonderabfallaufkommen im Jahre 1984 die Sonderabfallmenge nach § 2 Abs. 2 AbfG mit 2,357 Mio. t angegeben und die nach Länderrecht nachweispflichtigen Abfälle (§ 11 Abs. 2 AbfG mit 6,245 Mio. t, in der Summe 8,602 Mio. t: Tab. 3.2.13). Zu ähnlichen Ergebnissen kommt eine im Auftrag des Umweltbundesamtes von der Firma INPLUS GmbH durchgeführte „Bundesweite Begleitscheinauswertung 1984/1985" (Umweltforschungsplan Nr. 103 03 114); für 1984 wurden ca. 8,8 Mio. t und für 1985 ca. 9,4 Mio. t Sonderabfälle (nachweispflichtige Abfälle i. S. von § 11 Abs. 2 und 3 AbfG) angegeben. Hier wird gegenüber 1983 eine sprunghafte Erhöhung des Anfalls von Sonderabfällen in der Bundesrepublik deutlich, die mehr auf formale Definitionsabgrenzungen als auf eine tatsächliche Erhöhung des Sonderabfallaufkommens zurückgeht und die die Notwendigkeit einer bundeseinheitlichen Definition des Sonderabfallbegriffs unterstreicht.

581. Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit hat am 3. Januar 1989 einen Referentenentwurf einer Verordnung zur Bestimmung von Abfällen nach § 2 Abs. 2 AbfG und von besonders überwachungsbedürftigen Reststoffen nach § 2 Abs. 3 AbfG (Sonderabfall- und Reststoffbestimmungs-Verordnung) vorgelegt, in dem die Sonderabfälle enumerativ aufgeführt werden. Unter Zugrundelegung dieser Sonderabfalldefinition hat das Statistische Bundesamt berechnet (Statistisches Bundesamt, 1989), daß von den im Jahre 1984 im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern angefallenen Abfällen 15,62 Mio. t als Sonderabfall hätten eingestuft werden müssen (Tz. 584); im Vergleich zu den 1984 tatsächlich erfaßten Sonderabfällen (Tab. 3.2.13) bedeutet dies nahezu eine Verdoppelung des Sonderabfallaufkommens als Folge der Erweiterung des Katalogs der Sonderabfälle. Zu diesem — hypothetischen — Sonderabfallaufkommen 1984 trugen insbesondere folgende Abfallpositionen bei:

- Filterstäube 2,18 Mio. t
- Hypochlorit-Ablauge 2,06 Mio. t
- Schlacken und Aschen aus Dampferzeugern 1,44 Mio. t
- Sulfitablauge 1,31 Mio. t
- anorganische Säuren, Säuregemische, Beizen (sauer) 1,10 Mio. t
- feste Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung von Feuerungsanlagen 0,75 Mio. t
- Gipsabfälle mit schädlichen Verunreinigungen 0,59 Mio. t
- Kiesabbrände 0,52 Mio. t
- Jarositschlamm 0,36 Mio. t
- Elektroofenschlacken 0,26 Mio. t
- Kernsande 0,25 Mio. t
- ölverunreinigte Böden 0,21 Mio. t
- Gipsschlamm mit schädlichen Verunreinigungen 0,20 Mio. t.

Die den — hypothetischen — Sonderabfall 1984 erzeugenden Wirtschaftsbereiche ergeben sich aus Abbildung 3.2.4.

582. Mit dem Verordnungsentwurf hat das Ministerium im Januar 1989 auch einen Referentenentwurf der TA Abfall (Teil 1) vorgelegt, in dem der dem Verordnungsentwurf entsprechende Sonderabfallartenkatalog auch die vorzugsweise in Frage kommenden Entsorgungswege angibt. Unter Zugrundelegung dieses Entwurfs hat das Statistische Bundesamt für die errechneten 15,62 Mio. t Sonderabfälle die auf die einzelnen Entsorgungswege entfallenden Sonderabfallanteile ermittelt (Abb. 3.2.5). In Tabelle 3.2.14 sind die entsprechenden absoluten Sonderabfallmengen sowie die hauptsächlich den einzelnen Entsorgungswegen zugeordneten Abfallarten aufgeführt.

583. Abbildung 3.2.5 und Tabelle 3.2.14 lassen erkennen, daß nur ca. 22% der Sonderabfälle — entsprechend ca. 3,4 Mio. t — vorzugsweise für die Sonderabfallverbrennung bestimmt sind; ein ebenso großer Anteil entfällt auf die chemisch-physikalische Behandlung. Auf oberirdische Sonderabfall- bzw. Monodeponien entfallen fast 50% der Sonderabfälle. Schon hieraus wird deutlich, daß bei der Sonderabfallentsorgung nicht nur die Sonderabfallverbrennung als besonderer Problembereich zu regeln ist.

584. Das Bundeskabinett hat — im wesentlichen auf der dargestellten Basis — am 28. Juni 1989 die Neuordnung der Sonderabfallentsorgung beschlossen; der Bundesrat hat die Vorlagen

- Sonderabfallbestimmungs-Verordnung (BR-Drucksache 357/89),
- Reststoffbestimmungs-Verordnung (BR-Drucksache 358/89),
- Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung (BR-Drucksache 359/89) und
- Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall) Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen und biologischen Behandlung und Verbrennung von Sonderabfällen (BR-Drucksache 360/89)

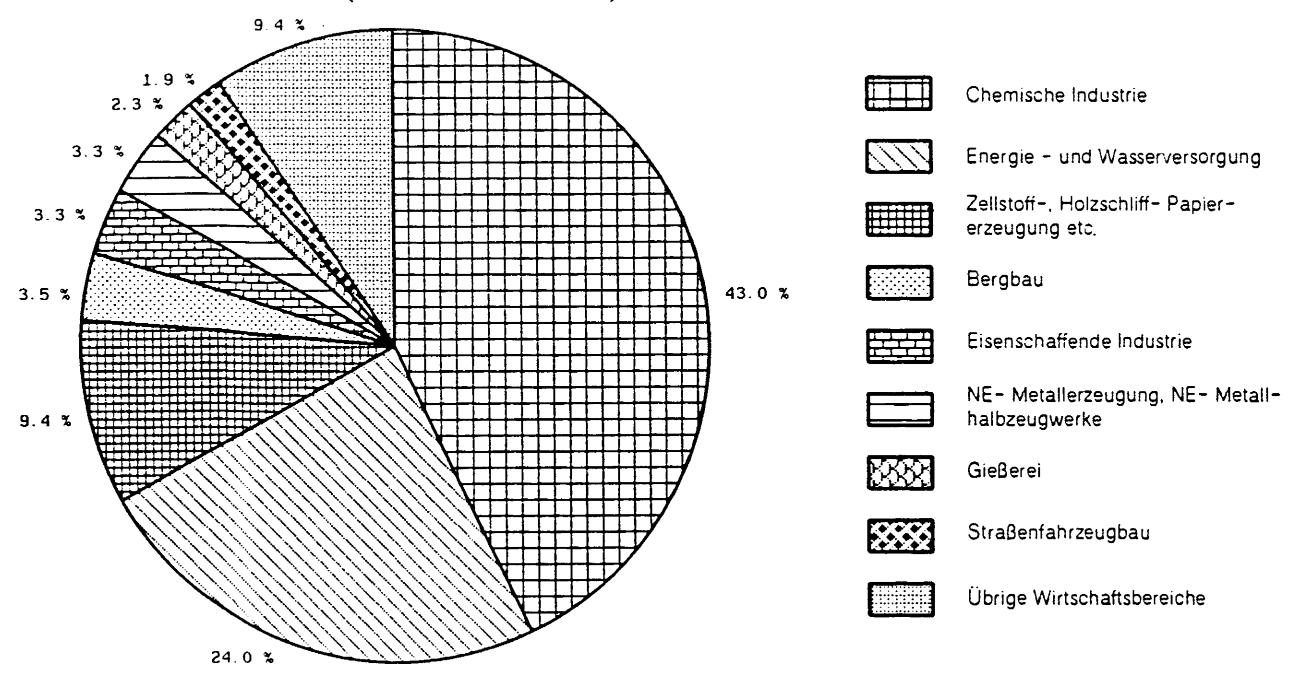
im November 1989 beraten. Nach den Beschlüssen des Bundesrats, werden insbesondere folgende „Sonderabfälle"

- Filterstäube (Abfallschlüssel 313 01)
- Schlacken und Aschen aus Dampferzeugern (Abfallschlüssel 313 07)
- Kiesabbrände (Abfallschlüssel 314 22)
- Elektroofenschlacken (Abfallschlüssel 312 18)

aus dem Sonderabfallkatalog (BR-Drucksache 357/89) herausgenommen; das bedeutet, bezogen auf das vom Statistischen Bundesamt ermittelte hypothetische Sonderabfallaufkommen 1984 von 15,62 Mio. t, einen Rückgang um 4,4 Mio. t. Die Nichteinbeziehung dieser Abfallarten in die Kategorie Sonderabfälle kann bewirken, daß besondere Anreize zur Vermeidung und Verwertung dieser Abfälle entfallen, die ansonsten bei den zu erwartenden hohen Sonderabfallbeseitigungskosten gegeben gewesen wären.

Abbildung 3.2.4

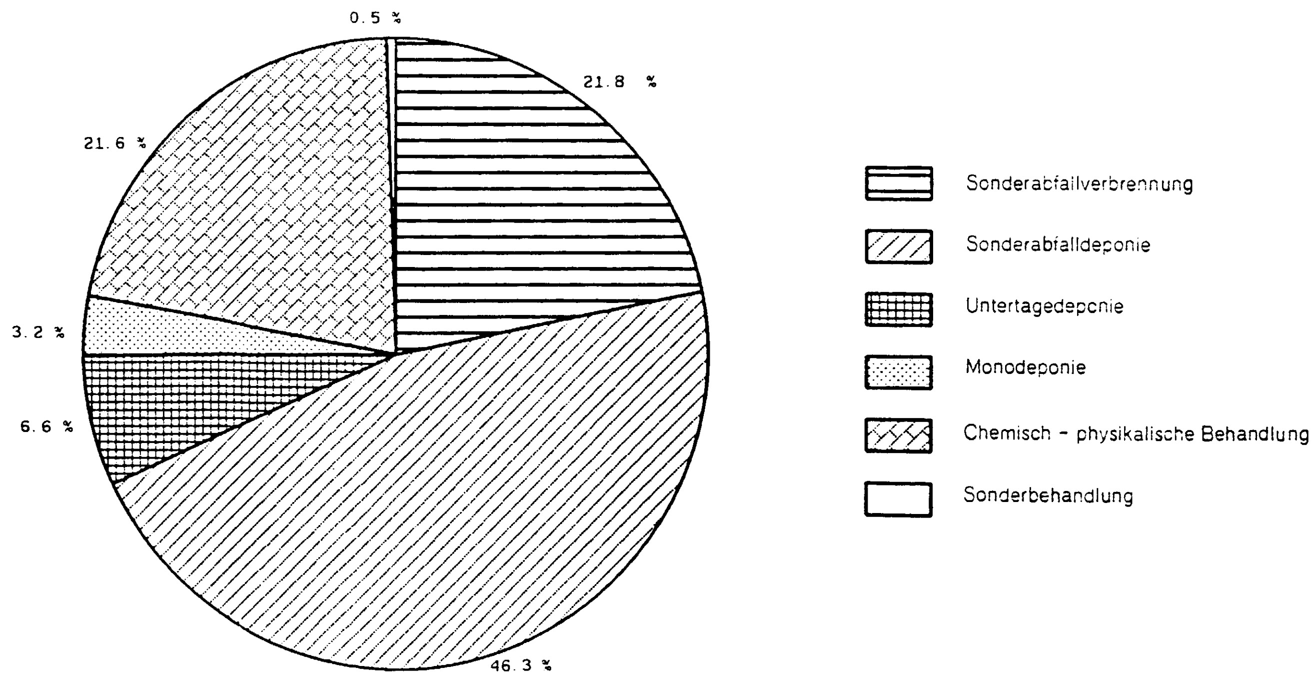
Hypothetisches Sonderabfallaufkommen 1984 gemäß Entwurf TA Abfall (Teil 1) (Stand: 3. Januar 1989) nach Wirtschaftsbereichen



Quelle: Statistisches Bundesamt, 1989

Abbildung 3.2.5

Zuordnung des hypothetischen Sonderabfallaufkommens 1984 zu den im Entwurf der TA Abfall (Teil 1) (Stand: 3. Januar 1989) vorgesehenen (primären) Entsorgungswegen



Quelle: Statistisches Bundesamt, 1989

Tabelle 3.2.14

Hypothetisches Sonderabfallaufkommen 1984 nach im Entwurf der TA Abfall (Teil 1) (Stand: 3. Januar 1989) vorgesehenen (primären) Entsorgungswegen

Entsorgungsweg	Aufkommen in Mio. t	hauptsächlich beteiligte Abfälle
1. Sonderabfallverbrennung im Regelfall	3,40	Sulfitablauge, organische Säuren, organische Lösemittel, Lack- und Farbschlamm, Filter- und Aufsaugmassen, ölverunreinigte Böden, Bohr- und Schleifölemulsionen
2. Sonderabfalldeponie im Regelfall	7,23	Verschiedene Oxide und Hydroxide, Filterstäube, Schlacken und Aschen aus Dampferzeugern, Kiesabbrände, Kernsande, verunreinigte Gipsabfälle und -schlämme
3. Untertagedeponie im Regelfall	1,04	Feste Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung von Feuerungsanlagen, aluminiumhaltige Salzschlacken
4. Monodeponie im Regelfall	0,50	Jarositschlamm, Steinsalzrückstände
5. Chemisch-physikalische Behandlung im Regelfall	3,38	Hypochlorit-Ablauge, anorganische Säuren, Säuregemische, Beizen (sauer)
6. Sonderbehandlung im Regelfall	0,07	Gase in Stahldruckflaschen

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1989

Ein weiterer wesentlicher Punkt der Bundesratsbeschlüsse betrifft den Wegfall der Einführung eines einheitlichen Sonderabfallbegriffs; er wird ersetzt durch die Bezeichnung „besonders überwachungsbedürftige Abfälle" (Abschn. 2.2.4).

Die neuen Vorschriften sind inzwischen verkündet worden:

— Verordnung zur Bestimmung von Abfällen nach § 2 Abs. 2 des Abfallgesetzes (Abfallbestimmungs-Verordnung; AbfBestV) vom 3. April 1990 (BGBl. I, S. 614)

— Verordnung zur Bestimmung von Reststoffen nach § 2 Abs. 3 des Abfallgesetzes (Reststoffbestimmungs-Verordnung; RestBestV) vom 3. April 1990 (BGBl. I, S. 631)

— Verordnung über das Einsammeln und Befördern sowie über die Überwachung von Abfällen (Abfall- und ReststoffüberwachungsVerordnung; AbfRest ÜberwV) vom 3. April 1990 (BGBl. I, S. 648)

— Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall) Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen und biologischen Behandlung und Verbrennung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 10. April 1990 (GMBl., S. 170).

Sonderabfallentsorgung

585. Die tatsächlich im Jahr 1984 als Sonderabfälle angefallenen Mengen und deren Entsorgung — allerdings nur nach außerbetrieblichen Anlagen einerseits und betriebseigenen Anlagen (differenziert nach Deponie und Verbrennung) andererseits — sind in Tabelle 3.2.13 dargestellt. Von den insgesamt angefallenen 8,6 Mio. t Sonderabfällen sind ca. 5,4 Mio. t (63 %) zur außerbetrieblichen Entsorgung abgegeben worden; ca. 3,2 Mio. t (37 %) sind in betriebseigenen Anlagen beseitigt worden, und zwar ca. 1,47 Mio. t (17 %) auf Deponien und ca. 1,73 Mio. t (20 %) in Verbrennungsanlagen.

586. Für die außerbetriebliche Entsorgung stehen in der Bundesrepublik 13 oberirdische öffentlich zugängliche Sonderabfalldeponien sowie 3 öffentlich zugängliche Deponien für die untertägige Ablagerung von Abfällen zur Verfügung (Einzelheiten in BT-Drucksache 11/6134). Ein Überblick über 27 — davon 6 öffentlich betriebene — Sonderabfallverbrennungsanlagen ist in Abschnitt 5.4.4.4 gegeben. Tabelle 5.4.1 in Abschnitt 5.4.1 gibt einen Gesamtüberblick über die Abfallverbrennung in der Bundesrepublik für das Jahr 1987; danach wurden ca. 320 000 t Sonderabfälle im Sinne des § 2 Abs. 2 AbfG verbrannt.

587. Aus den der Tabelle 3.2.13 zugrunde liegenden differenzierten Angaben zu jeder erfaßten Abfallschlüsselnummer ergibt sich, daß 1984 ca. 1,35 Mio. t „Säure" (Abfallschlüssel 52 102) und etwa 50 000 t „halogenhaltige organische Lösungsmittel" (Abfallschlüssel 55 201—55 213, 55 220) zur außerbetrieblichen Entsorgung abgegeben worden sind. Dabei handelt es sich um den Bereich der „Hohe-See-Verbringung", nämlich um die Verklappung von Dünnsäure und die Verbrennung hochchlorierter Kohlenwasserstoffe auf Verbrennungsschiffen in der Nordsee.

Die Einbringung der Dünnsäure in die Nordsee ist inzwischen planmäßig — „bis Ende 1989" — eingestellt worden. Das Stufenprogramm zur Reduzierung der Verbrennung von Abfällen auf See auf „20 000 bis 25 000 t im Jahr 1989" konnte bis dahin ebenfalls eingehalten werden. Seit Oktober 1989 bahnte sich jedoch infolge des Auslaufens von Verbrennungsgenehmigungen bzw. wirtschaftlicher Überlegungen der Verbrennungsschiff-Betreiber, die mit der geschrumpften Restmenge zusammenhängen, eine vorzeitige Einstellung der Seeverbrennung insgesamt an, obwohl das Junktim mit dem Zubau entsprechender Verbrennungskapazitäten an Land (BT-Drucksache 11/3847) nicht erfüllt war. Ob das Restmengenproblem in der Größenordnung von 10 000 t hochchlorierter Kohlenwasserstoffe pro Jahr (BT-Drucksache 11/6373) über alternative, bisher nicht genutzte Entsorgungswege gelöst werden kann, ist zur Zeit nicht zu erkennen. Es ist jedoch nicht auszuschließen, daß ursprünglich für die Seeverbrennung vorgesehene hochchlorierte Kohlenwasserstoffe illegal beseitigt werden, etwa durch Zumischung zu Altölen oder durch Deklarierung und Weitergabe als Wirtschaftsgut.

588. Die statistische Erfassung der Entsorgungsströme für Sonderabfälle ist bisher auf die Entsorgungswege „zur außerbetrieblichen Entsorgung abgegeben" und „in eigenen Anlagen deponiert bzw. verbrannt" (Tab. 3.2.13) beschränkt. Zwar werden mit den neuen Vorschriften über Sonderabfälle auch die Weichen für eine effektivere bundeseinheitliche statistische Erfassung von Sonderabfällen und ihres Verbleibs gestellt, es bedarf aber parallel dazu einer entsprechenden Änderung des Umweltstatistikgesetzes, um die abfallrechtlich implizierten Daten der amtlichen Umweltstatistik zuzuführen.

Krankenhausspezifische Sonderabfälle

589. Eine besondere Erwähnung verdienen die krankenhausspezifischen Sonderabfälle. Sie sind zwar mengenmäßig mit etwa 20 000—25 000 t/a von geringer Bedeutung, haben aber in der Vergangenheit immer wieder Anlaß zu umweltpolitischen Diskussionen wegen der vorzugsweisen dezentralen Verbrennung gegeben. Hauptgegenstand der Kritik ist, daß die Problemabfälle üblicherweise meist den Krankenhäusern angegliederten Kleinverbrennungsanlagen zugeführt worden sind, daß die Anlagen geringe Durchsatzleistungen haben und über kleine Zeiträume diskontinuierlich betrieben werden; außerdem mangelt es für den Betrieb der Anlagen oft an qualifiziertem Personal (Abschn. 5.4.4.5).

590. Die Krankenhausabfälle werden in der Abfallstatistik gemeinsam mit den Abfällen des Produzierenden Gewerbes gemäß § 4 UStatG erfaßt. Aus Tabelle 3.2.7 ergibt sich, daß die Sonderabfälle im Sinne der Abfallbestimmungs-Verordnung, die als krankenhausspezifische Sonderabfälle anzusehen sind, mit ca. 20 000 t nur einen geringen Teil der insgesamt angefallenen Krankenhausabfallmenge von 0,95 Mio. t ausmachen. Im einzelnen handelt es sich um 17 706 t infektiöse Abfälle und um 2 669 t Körperteile und Organabfälle.

591. Nach der neuen Abfallbestimmungs-Verordnung gelten als „besonders überwachungsbedürftige krankenhausspezifische Abfälle":

- „infektiöse Abfälle" mit Herkunft aus Krankenhäusern und Kliniken mit mindestens einer der folgenden Abteilungen: Blutbank, Chirurgie, Dialysestation, Geburtshilfe, Gynäkologie, Infektionsstation, Mikrobiologie, Pathologie, Virologie sowie aus Artzpraxen,
- „Körperteile und Organabfälle" aus Krankenhäusern, Arztpraxen und sonstigen Einrichtungen des medizinischen Bereichs.

Zu den infektiösen krankenhausspezifischen Sonderabfällen gehören

- Abfälle, die nach § 10a des Bundesseuchengesetzes gesondert behandelt werden müssen, z. B. aus Infektionsstationen, Dialysestationen, medizinischen Laboratorien und Prosekturen,
- Versuchstiere, deren Beseitigung nicht durch das Tierkörperbeseitigungsgesetz geregelt ist, sowie
- Streu und Exkremente aus Tierversuchsanstalten, durch die eine Übertragung von Krankheitserregern zu besorgen ist.

592. Nach der TA Abfall sind die infektiösen krankenhausspezifischen Abfälle gleichrangig den Entsorgungsmöglichkeiten „chemisch/physikalische, biologische Behandlungsanlage" und „Verbrennungsanlage für besonders überwachungsbedürftige Abfälle" (Spezialbehandlung) zugeordnet, während für „Körperteile und Organabfälle" nur der letzte Weg genannt wird.

593. Hinsichtlich der Entsorgung der krankenhausspezifischen Sonderabfälle weist die Statistik für das Jahr 1984 (Statistisches Bundesamt, 1987b) aus, daß die infektiösen Abfälle sowie die Körperteile und Organabfälle jeweils etwa zur Hälfte in außerbetrieblichen Sonderabfallanlagen (wahrscheinlich Verbrennungsanlagen) und in betriebseigenen Verbrennungsanlagen beseitigt wurden. Für 1987 gibt die Statistik (Statistisches Bundesamt, 1990b) für die außerbetriebliche Beseitigung 63 % und für die betriebseigenen Verbrennungsanlagen 18,8 % an (vgl. dazu Abschn. 5.4.4.5). Ein Untersuchungsbericht vom April 1989 (GEWU, 1989) kommt zu dem Ergebnis, daß die Entsorgung von krankenhausspezifischen Sonderabfällen inzwischen weitgehend zentralisiert worden ist. Der Bericht gibt detaillierte Übersichten über den Stand der Entsorgung krankenhausspezifischer Sonderabfälle in den einzelnen Bundesländern sowie über die angebotenen und verwendeten Technologien zur Abfallvor- und -endbehandlung.

3.2.4 Baggergut

594. Zur Aufrechterhaltung der Schiffahrt ist die Ausbaggerung von Flüssen, Kanälen und Binnenseen sowie Binnen- und Seehäfen notwendig. Der Rat hat sich bereits in seinem Nordseegutachten mit der Baggergutproblematik unter dem Gesichtspunkt der Verklappung in der Nordsee befaßt (SRU, 1980, Tz. 285 f.). Die Umweltproblematik des Baggerguts resultiert

daraus, daß das geförderte Baggergut Schwermetalle und/oder organische Schadstoffe (insbesondere Organohalogenverbindungen, polyzyklische Aromaten) in Konzentrationen enthalten kann, die eine Umlagerung oder Verklappung in Gewässern nicht zulassen und bei der Ablagerung auf Land die Grundwasserqualität oder die landwirtschaftliche Nutzung gefährden könnten (KNÖPP, 1989). Da die Schadstoffe fast ausschließlich an die Feinfraktion gebunden sind, steigt in der Regel der Schadstoffgehalt mit zunehmendem Anteil an Schluff und Ton.

595. Die Menge des im Bereich der Wasser- und Schiffahrtsverwaltung des Bundes geförderten Baggerguts wird für die erste Hälfte der 80er Jahre mit durchschnittlich 40 Mio. m^3/a angegeben (Tab. 3.2.15) (BMV, 1988). Zu diesen Baggermengen kommen noch über 10 Mio. m^3/a hinzu, die von Ländern und Kommunen — vor allem in Seehäfen — gebaggert werden (BT-Drucksache 11/2888).

Die früher in eigener Regie arbeitenden Baggergemeinschaften der Wasser- und Schiffahrtsverwaltung des Bundes (Baggergemeinschaft Nord, Mitte bzw. Süd) sind aufgelöst worden; die Baggermaßnahmen zur Unterhaltung der Gewässer werden an private Baggerfirmen vergeben. Infolge dieser Umorganisation der Baggerpraxis und durch eine beschränkte Mittelverfügbarkeit wird zukünftig mit einem Rückgang der Baggermengen in diesem Bereich gerechnet.

Tabelle 3.2.15 weist aus, daß der weitaus größere Teil der Gesamtbaggermenge, etwa 86 %, in den Gewässern umgelagert, während etwa 12 % an Land verspült wird.

Tabelle 3.2.15

Baggergutaufkommen der Wasser- und Schiffahrts-Verwaltung des Bundes
(Mittelwerte: 1982 bis 1985)

	Baggergemeinschaft				Summe	
	Mitte + Süd		Nord			
	1 000 m^3/a	%	1 000 m^3/a	%	1 000 m^3/a	%
Gesamtbaggermenge	1 540	*100*	38 503	*100*	40 043	*100*
davon						
in Gewässer umgelagert	736	*48*	33 870	*88*	34 606	*86*
an Land verspült	237	*15*	4 633	*12*	4 870	*12*
im Uferbereich eingebaut	135	*9*	0	*0*	135	}
an Dritte abgegeben	177	*11*	0	*0*	177	} 2
Diverses, nicht spezifiziert	255	*17*	—	—	255	}

Quelle: BMV, 1988

596. Einen Anhaltspunkt für die Belastung von Baggergut mit Schwermetallen geben die Tabellen 3.2.16 (Binnengewässer in den 70er Jahren) und 3.2.17 (Seehäfen); zum Vergleich sind auch die Richtwerte für Kulturböden der Klärschlammverordnung angegeben, bei deren Erreichung eine weitere Belastung des Bodens mit Schwermetallen nicht mehr erfolgen soll. Die inzwischen eingetretenen Verbesserungen werden deutlich am Beispiel des Niederrheins durch Vergleich der Tabellen 3.2.16 („Niederrhein") und 3.2.18 („Lobith").

Tabelle 3.2.16

Mittlere Schwermetallgehalte in Schwebstoffen und schwebstoffbürtigen Sedimenten von bundesdeutschen Binnengewässern

(Angaben in mg/kg Trockensubstanz)

Gewässer	Abschnitt	Sediment oder Schwebstoffe	Jahr der Probenahme	Zahl der Proben	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr
Grenzwerte für Kulturböden der AbfKlärV					2	3	100	300	100	50	100
Rhein	Ober-	Sediment	1978	13	< 2	1,2	80	280	85	45	45
	Mittel-	Schwebstoff	1976–78	77	4	9	210	930	210	65	210
	Nieder-	Schwebstoff	1975–78	96	8	40	510	1 710	310	80	850
Neckar	Aldingen/ Pleidelsheim	Sediment	1973	36	–	–	270	1 780	420	95	540
	Aldingen/ Pleidelsheim	Sediment	1975	30	< 2	7	130	890	200	57	480
	Lauffen/ Gundelsheim	Sediment	1975–76	60	< 2	40	195	830	230	65	450
	Rockenau/ Heidelberg	Sediment	1975	9	< 2	21	160	740	150	55	280
Main	mittlerer Main	Sediment	1975/76	40	1	2	170	760	220	85	260
	unterer Main	Sediment	1975/76	50	15	20	390	4 050	620	160	440
	unterer Main	Schwebstoff	1975/76	13	22	75	600	4 600	820	280	520
Mosel	Grevenmacher/ Koblenz	Sediment	1977	57	1,5	8	820	2 840	140	57	270
	Koblenz	Schwebstoff	1976–78	78	2	5	900	1 900	140	67	170
Saar	Saarbrücken/	Sediment	1976/77	40	1,5	5	500	1 400	120	55	125
	Mettlach	Schwebstoff	1976/78	18	–	15	650	2 200	200	85	210
	Mettlach/	Sediment	1975	33	1	7	3 200	2 500	130	55	220
	Mündung	Schwebstoff	1976/78	6	–	24	2 400	2 500	190	70	140
Donau	Kelheim/	Sediment	1977	15	0,6	1,6	50	300	72	33	75
	Passau	Schwebstoff	1977	12	0,7	7,4	160	800	100	35	110
Fulda	Kassel/Mündung	Sediment	1976	8	2	4	250	2 400	120	45	150
Rhein-Herne-Kanal	Duisburg/Herne	Sediment	1974–75	15	–	4	110	530	60	55	
Wesel-Datteln-Kanal	Friedrichsfeld/ Ahsen	Sediment	1976	17	–	2	70	270	60	30	
Datteln-Hamm-Kanal	Waltrop/Werries	Sediment	1974–75	6	–	1,5	60	150	50	40	
Dortmund-Ems-Kanal	Henrichenburg/ Meppen	Sediment	1974–75	37	–	2,5	80	250	110	45	

Quelle: BfG, 1982

Tabelle 3.2.17

Größenordnung von Schwermetallgehalten im Gewässerschlick von Häfen

(Angaben in mg/kg Trockensubstanz)

Element	Hamburg	Rotterdam (östl. Hafen)	Bremen	Bodenwerte der Klärschlammverordnung
Arsen (As)	50 bis 150			
Blei (Pb)	150 bis 250	250 bis 450	100 bis 300	100
Cadmium (Cd)	7 bis 25	15 bis 35	5 bis 20	3
Chrom (Cr)	150 bis 300	350 bis 750	50 bis 250	100
Kupfer (Cu)	250 bis 600	200 bis 350	100 bis 250	100
Nickel (Ni)	50 bis 100	50 bis 80	50 bis 100	50
Quecksilber (Hg)	10 bis 20			2
Zink (Zn)	1 500 bis 2 500	1 500 bis 2 000	1 000 bis 2 000	300

Quelle: GÖHREN, 1982, verändert

Der Jahresbericht 1981 der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG, 1982) enthält Ergebnisse über Untersuchungen der Gehalte an organischen Schadstoffen im Baggergut; die Untersuchungsergebnisse gehen aus Abbildung 3.2.6 hervor. Die Werte für polyzyklische Aromaten (PCA) gelten für die Summe von sechs in der Trinkwasserverordnung aufgeführten Einzelverbindungen, nämlich Fluoranthen, 3,4- und 11,12-Benzfluoranthen, 3,4-Benzpyren, 1,12-Benzperylen und Indenopyren. Polyzyklische Aromaten wurden in der Größenordnung von 1—15 ppm gefunden, wobei ca. 10% auf das kanzerogene 3,4-Benzpyren entfallen. PCB wurden im Bereich von 0,1—1 ppm, bestimmte Pestizide in den Bereichen von 0,01—0,1 bzw. unterhalb von 0,001 ppm gefunden.

598. Die Wasser- und Schiffahrtsverwaltung des Bundes geht davon aus, daß durch die Verschärfung der gesetzlichen Maßnahmen zur Verminderung der Einleitung von Schadstoffen in Gewässer sich auch der Schadstoffgehalt des Baggerguts verringert.

Als ein Indiz für die Wirksamkeit „zahlreicher Vermeidungsmaßnahmen" wertet der Bundesminister für Verkehr (BT-Drucksache 11/2888) den Rückgang der Schwermetallbelastung der Schwebstoffe und der Sedimente des Rheins (Tab. 3.2.18).

Diese Tendenz wird auch durch Untersuchungen an drei Meßstellen des Rheins in Oberwinter und Duisburg über den Zeitraum von 1978 bis 1988 bestätigt (FRIEGE et al., 1989).

599. Der Bundesminister für Verkehr hat ein Gesamtkonzept zur Lösung der Baggergutproblematik vorgestellt (BT-Drucksache 11/2888); es sieht vor:

— die Verringerung akkumulierbarer Schadstoffe vorrangig an den Quellen soweit, daß Baggergut nicht mehr über bestehende Grenz- bzw. Richtwerte hinaus (z. B. Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung) belastet wird

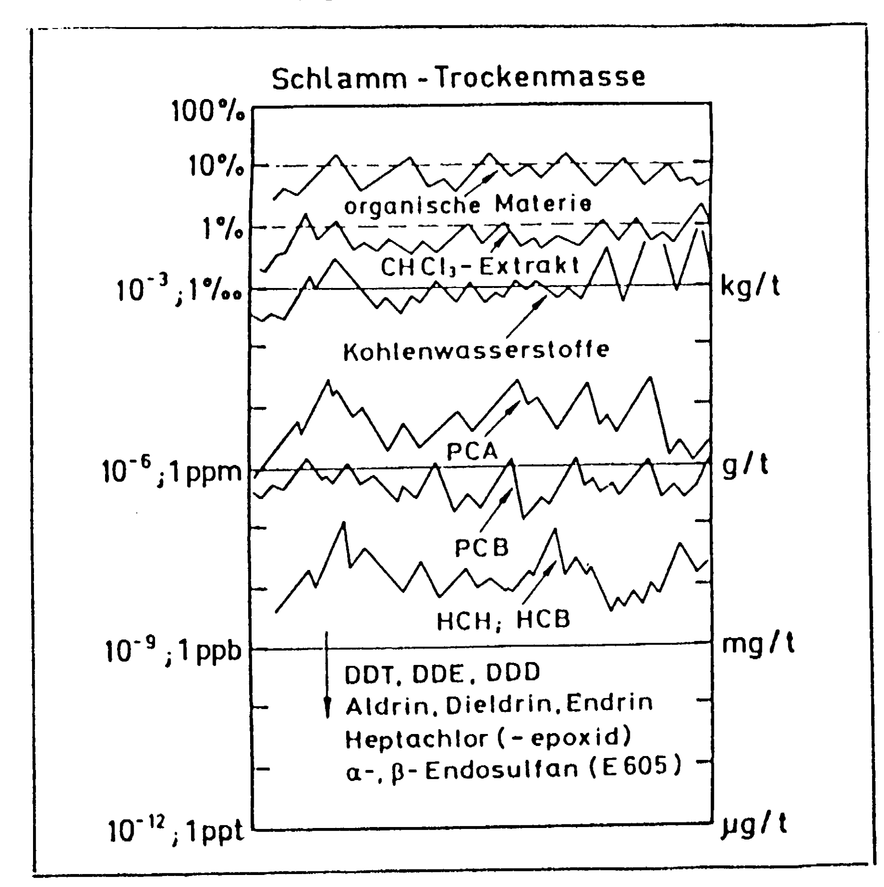
— die Beschränkung der Baggerungen auf den zwingend erforderlichen Umfang

— soweit möglich, die getrennte Baggerung von grobkörnigen unkontaminierten Sedimenten (Sand/Kies) und feinkörnigen, eventuell kontaminierten Sedimenten (Schlamm), um die Mengen an Problemmaterial zu minimieren; Nutzung von Sand und Kies als Baustoff

— soweit flußbaulich möglich, Baggergut im Gewässer zu belassen und dort umzulagern; höher belastetes Baggergut soll nicht auf geringer belastete Flächen aufgebracht werden

Abbildung 3.2.6

Zusammenstellung der Ergebnisse von Untersuchungen der Gehalte an organischen Schadstoffen im Baggergut
(logarithmischer Maßstab)



Quelle: BfG, 1982

Tabelle 3.2.18

Jahresmittelwerte der Schwermetallgehalte in Schwebstoffen (mg/kg) für die Niederrhein-Meßstelle Lobith

	Pb	Cu	Zn	Cr	Cd	Hg	Ni
1972		720	2 900	1 680	52		
1977	580	310	1 640	710	44	8	118
1981	310	190	1 430	340	20	3	131
1986	127	74	1 081	176	3	1	34
Bodengrenzwerte der Klärschlamm-Verordnung	100	100	300	100	3	2	50

Quelle: BT-Drucksache 11/2888

— das Verbringen von Baggergut an Land nur, wenn Umlagerung im Gewässer nicht ausführbar ist; dabei soll

  — Baggergut, bei dem die Grenzwerte der Klärschlammverordnung nicht erreicht werden, für landwirtschaftliche oder landschaftsbauliche Zwecke genutzt werden (z. B. Bodenverbesserung, Düngung, Damm- und Deichbau),

  — Baggergut, bei dem die Grenzwerte der Klärschlammverordnung überschritten werden, aufbereitet und verwertet oder ordnungsgemäß an Land beseitigt werden.

600. Als Beispiel für Probleme mit schadstoffhaltigem Baggergut im Bereich von Seehäfen kann der Hamburger Hafen angeführt werden, der durch seine Lage im Stromspaltungsgebiet eines Tideflusses und infolge seiner ausgedehnten tideoffenen Hafenbekken der ständigen Versandung und Verschlickung mit Schadstoffanreicherungen ausgesetzt ist. Eine umfassende Darstellung der gesamten Umweltproblematik von Häfen findet sich in dem Berichtsband der Umweltbehörde Hamburg (1989).

Im Hamburger Hafen müssen jährlich etwa 2 Mio. m^3 Sand und Schlick ausgebaggert werden, um die notwendigen Wassertiefen für die Schiffahrt zu gewährleisten. Als Schlick werden die vorwiegend tonigen und organischen Bestandteile des Baggergutes bezeichnet, die zum Teil mit Schwermetallen stark verunreinigt sind. Nach neuerer Darstellung (BT-Drucksache 11/6373) beträgt die Schadstoffentnahme in Hamburg durch Ausbaggerung für die Elemente

— Kupfer ca. 100 t/a,
— Chrom ca. 60 t/a,
— Blei ca. 50 t/a,
— Nickel ca. 25 t/a,
— Quecksilber ca. 5 t/a,
— Cadmium ca. 2,5 t/a.

Die bisher praktizierte Unterbringung des gebaggerten Sediments auf Marschflächen zur Landaufhöhung ist aufgrund der im Schlick enthaltenen anorganischen und organischen Schadstoffe nicht mehr möglich. Zur Problemverminderung wird zunächst der nicht mit Schadstoffen belastete Sandanteil abgetrennt und für eine weitere Verwendung in der Bauwirtschaft aufbereitet. Durch die Abtrennung kann das Volumen des problematischen Schlickanteils auf ca. 0,9 Mio. m^3 vermindert werden. Die Aufbereitung wird derzeit in der Anlage METHA II (Mechanische Trennung von Hafenschlick) durchgeführt; eine Großanlage METHA III ist für Anfang der 90er Jahre in Planung. Nach einem mittelfristigen Konzept soll der Schlick auf zwei zur Zeit noch betriebenen Spülfeldern hügelförmig — in Form einer allseitig abgedichteten Deponie — aufgeschüttet werden; die Hügel sollen später begrünt werden. Weitere Schlickhügel soll es jedoch in Hamburg nicht geben, weil zusätzliche Deponieflächen nicht mehr zur Verfügung stehen. Es sind daher auch Untersuchungen eingeleitet worden, die auf eine Verwertung des Schlicks nach einer thermischen Behandlung abzielen, wobei die organischen Schadstoffe zerstört und die anorganischen Schadstoffe umweltverträglich in Feststoffe eingebunden werden (BATTELLE, 1989). Für die Bremischen Häfen ist ein mittelfristiges Konzept für eine künftige Baggergutentsorgung im September 1989 vorgelegt worden (LUDWIG, 1989).

3.2.5 Klärschlamm

Gesamtüberblick

601. In der Abfallbilanz 1987 (Tab. 3.1.1) wird die angefallene zu entsorgende Klärschlammenge mit 3,362 Mio. t Trockensubstanz angegeben. Dieser Wert bezieht sich sowohl auf den Klärschlammanfall in der öffentlichen Abwasserbeseitigung (1,74 Mio. t) als auch auf die Schlämme der Abwasserreinigung im Produzierenden Gewerbe (1,62 Mio. t). Die Entsorgung der angegebenen Klärschlammenge wird für 1987 wie folgt dargestellt (aus Tabelle 3.1.2 entnommen):

— durch die öffentliche Hand	0,996 Mio. t TS
— durch das Produzierende Gewerbe	0,791 Mio. t TS
— durch gewerblich betriebene Anlagen	0,027 Mio. t TS
— entsorgte Klärschlammenge insgesamt	1,814 Mio. t TS.

Als „statistische Differenz" wird in Tabelle 3.1.2 eine Menge von 1,548 Mio. t TS angegeben. Der Verbleib dieser Klärschlammmenge ist anhand der abfallstatistischen Erhebungen nicht zu belegen, da im Rahmen der Abfallstatistiken lediglich die in Abfallentsorgungsanlagen entsorgten Mengen erfaßt werden (Abschn. 3.1.3).

602. Die in Abschnitt 3.1.2 geäußerten Vorbehalte zur Validität der Abfallstatistik gelten hinsichtlich der Genauigkeit der angegebenen Zahlenwerte nach einer analytischen Betrachtung der Angaben in den Abfall- und Abwasserstatistiken (Statistisches Bundesamt, 1990a, 1990b, 1990c und 1990d) auch für den Bereich des Klärschlammanfalls und der Klärschlammentsorgung. Da die Betreiber sowohl von öffentlichen Kläranlagen als auch von Anlagen des Produzierenden Gewerbes keine oder nur lückenhafte Angaben zum Klärschlammanfall machen konnten, empfahl der vom Fachausschuß „Umweltstatistik" beim Statistischen Bundesamt eingesetzte Arbeitskreis „Wasserwirtschaft", diese Daten erstmals für 1983 nicht mehr bei den Kläranlagen zu erfragen, sondern anhand der Menge des entsorgten Schlamms unter Zuhilfenahme verschiedener Faktoren zu errechnen. Dabei geht man von der in den statistischen Fragebögen als Trockensubstanz erfaßten entsorgten Klärschlammenge aus, die 1987 für die kommunalen Kläranlagen insgesamt 2,25 Mio. t betragen hat (Tab. 3.2.19). Unter Berücksichtigung des Anteils an Konditionierungsmitteln, des spezifischen Gewichts oder des Massenverlustes bei der Stabilisation von Klärschlamm wird auf den angefallenen Rohschlamm, bei dem ein jeweiliger Trockensubstanzgehalt von 5% angenommen wird, hochgerechnet. Für das Bundesgebiet ergibt sich dabei für 1987 eine angefallene Rohschlammenge von 51,7 Mio. m^3 (Tab. 3.2.20).

603. In der Abwasserstatistik 1987 für den Bergbau und das Verarbeitende Gewerbe (Statistisches Bundesamt, 1990c) wird der berechnete Klärschlammanfall im Bereich des Bergbaus mit 10,5 Mio. m^3 und für das Verarbeitende Gewerbe mit 22,7 Mio. m^3, insgesamt also mit ca. 33,2 Mio. m^3(= ca. 1,7 Mio. t TS) angegeben; entsorgt wurden davon ca. 1 Mio. t auf Deponien und ca. 130 000 t in der Landwirtschaft; 40 000 t wurden an andere Behandlungsanlagen abgegeben. Die statistische Differenz liegt bei ca. 0,5 Mio. t.

604. Nach der neuen Abfallbestimmungs-Verordnung sind in Zukunft „Schlämme aus industrieller Abwasserreinigung" (Abfallschlüssel 948 01) als Sonderabfall zu behandeln; sie unterliegen dann auch der Entsorgungsnachweispflicht nach der Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung. Damit wird wenigstens in diesem Klärschlammteilbereich eine Voraussetzung für eine bessere statistische Erfassung geschaffen; diese erscheint — sowohl für den gewerblichen als auch für den kommunalen Bereich — dringend erforderlich, um eine effektive Vorsorge- und Bedarfsplanung vornehmen zu können und soll den Anfall, die Verwertung und Beseitigung von Klärschlämmen sowie die angewendeten Behandlungsverfahren umfassen.

Tabelle 3.2.19

Öffentliche Abwasserbeseitigung 1987 — Klärschlammverbleib nach Ländern *)

Land	Klärschlammverbleib insgesamt		Darunter: Ablagerung auf Deponie		Darunter: Landwirtschaftliches Verwerten/Rekultivierung		Darunter: Verbrennung	
	[1 000 m^3)]	[1 000 t TS]	[1 000 m^3]	[1 000 t TS]	[1 000 m^3)]	[1 000 t TS]	[1 000 m^3)]	[1 000 t TS]
Schleswig-Holstein	457,5	63,8	239,5	38,7	122,1	18,6	—	—
Hamburg	215,1	87,5	129,9	49,0	—	—	—	—
Niedersachsen	2 460,6	201,4	302,0	99,8	1 699,9	140,6	·)	·)
Bremen	214,1	21,2	113,4	8,7	100,8	12,6	—	—
Nordrhein-Westfallen	8 475,9	686,6	808,8	222,5	1 659,2	101,5	1 177,7	85,6
Hessen	906,0	256,7	373,2	150,8	282,4	50,9	99,6	33,8
Rheinland-Pfalz	588,5	132,4	250,2	87,0	251,3	28,4	·)	·)
Baden-Württemberg	1 855,2	382,7	506,9	253,1	965,2	58,6	96,7	46,6
Bayern	2 158,2	290,9	522,0	158,3	1 274,0	87,7	290,0	36,8
Saarland	85,4	11,7	29,7	8,8	55,8	2,9	—	—
Berlin (West)	208,5	56,0	—	—	—	—	201,7	53,0
Bundesgebiet	17 635,1	2 251,0	3 375,6	1 076,4	6 410,6	509,8	1 895,4	269,8

*) Die regionale Zuordnung erfolgt jeweils nach dem Standort der Kläranlage
·) = Zahlenwert geheimzuhalten, aber in der Gesamtsumme enthalten
Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990c

Tabelle 3.2.20

Öffentliche Abwasserbeseitigung 1987 — Klärschlammanfall und -behandlung nach Ländern *)

Land	Klärschlammanfall		Klärschlammbehandlung [1])						
				Stabilisation			Entwässerung		
	Menge	Kläranlagen	Ausschließliche Eindickung	Aerob	Anaerob	Sonstige [2])	Trockenbeete	Siebband-Kammer-[3]) filterpressen	Sonstige
	1000 m³	Anzahl							
Schleswig-Holstein	1 536,5	747	·)	270	250	30	27	34	35
Hamburg	1 470,1	8	—	—	1	—	—	—	1
Niedersachsen	5 636,2	1 015	109	469	306	85	168	79	121
Bremen	472,2	4	1	—	3	1	1	—	2
Nordrhein-Westfalen	16 225,4	1 207	89	391	635	60	223	181	145
Hessen	6 031,0	656	89	196	289	55	179	146	32
Rheinland-Pfalz	3 234,5	999	47	342	568	40	447	184	68
Baden-Württemberg	8 377,9	1 239	119	479	400	26	60	316	38
Bayern	6 877,1	2 904	1 024	507	1 035	105	699	158	70
Saarland	452,8	61	·)	15	46	—	11	8	26
Berlin (West)	1 378,4	3	—	2	—	—	1	—	4
Bundesgebiet	51 703,1	8 841	1 493	2 671	3 533	402	1 816	1 106	542

[1]) Mehrfachzählungen [2]) z. B. Kompostierung, Kalk-, Chemikalienzugabe [3]) z. B. Trocknung, Vakuumfilter, Zentrifugen.
*) Die regionale Zuordnung erfolgt jeweils nach dem Standort der Kläranlage
·) = Zahlenwert geheimzuhalten, aber in der Gesamtsumme enthalten

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990 c

Kommunale Klärschlämme

605. Die nachfolgende Betrachtung bezieht sich allein auf die Ergebnisse der Statistik der öffentlichen (kommunalen) Abwasserbeseitigung 1987 (Statistisches Bundesamt, 1990c). In Tabelle 3.2.20 werden Klärschlammanfall und -behandlung, in Tabelle 3.2.19 wird der Klärschlammverbleib für den Bereich der öffentlichen Abwasserbeseitigung 1987 angegeben.

Die Anzahl der kommunalen Kläranlagen in der Bundesrepublik betrug im Jahr 1987 insgesamt 8 841. Hinsichtlich der angewandten Reinigungsverfahren ergibt sich für 8 820 Anlagen folgender Überblick (Statistisches Bundesamt, 1990 c):

- 1 624 Anlagen mit ausschließlich mechanischer Abwasserreinigung
- 5 762 Anlagen mit biologischer Abwasserreinigung ohne weitergehende Behandlung
- 1 434 Anlagen mit weitergehender Abwasserbehandlung (Schönungsteiche, Abwasserdesinfektion u. ä.), darunter 332 Anlagen mit Fällungsverfahren.

606. 1987 waren von der Gesamtbevölkerung der Bundesrepublik mit 61,077 Mio. Einwohnern 53,928 Mio. an öffentliche im Bundesgebiet gelegene Kläranlagen angeschlossen (Statistisches Bundesamt, 1990 c); dies entspricht einem Anschlußgrad von 88,3 %. Bezogen auf die dargestellten unterschiedlichen Kläranlagentypen waren von 53,219 Mio. Einwohnern angeschlossen an

- mechanisch arbeitende Kläranlagen 1,295 Mio. Einwohner, entsprechend 2 % (bezogen auf die Gesamteinwohnerzahl 2 %),
- biologische Kläranlagen ohne weitergehende Behandlung 35,300 Mio. Einwohner, entsprechend 67 % (bezogen auf die Gesamteinwohnerzahl 58 %) und
- Kläranlagen mit weitergehender Abwasserreinigung 16,623 Mio. Einwohner, entsprechend 31 % (bezogen auf die Gesamteinwohnerzahl 27 %) (Statistisches Bundesamt, 1990 c).

607. Die Menge des 1987 in den kommunalen Kläranlagen behandelten Abwassers betrug insgesamt 8 883 Mio. m³. Die Herkunft dieses Abwassers stellt sich wie folgt dar (Statistisches Bundesamt, 1990 c):

- häusliches Abwasser 3 101,0 Mio. m³ = 35 %
- gewerbliches Abwasser einschließlich landwirtschaftlicher Betriebe 1 138,8 Mio. m³ = 13 %
- Fremd- und Regenwasser 4 645,1 Mio. m³ = 52 %.

Der daraus berechnete Klärschlammanfall betrug 1987 für die angegebenen kommunalen Kläranlagen 51,7 Mio. m^3 (Tab. 3.2.20). Der Klärschlammverbleib wird in Tabelle 3.2.19 für 17,6 Mio. m^3 Klärschlamm ausgewiesen; die entsprechende Trockensubstanz ist mit 2,25 Mio. t angegeben.

Es ist davon auszugehen, daß die errechnete Menge von 52 Mio. m^3 Rohschlamm — bei 5% TS — in etwa den 18 Mio. m^3 beseitigten Klärschlamms entspricht, weil hier tatsächliche Volumina mit teilweise geringem Wassergehalt nach entsprechender Vorbehandlung ermittelt und angegeben worden sind.

608. Von den in Tabelle 3.2.19 genannten 17,635 Mio. m^3 Klärschlamm (100%) wurden

— auf Deponien abgelagert 3,376 Mio. m^3 (19,1%),

— landwirtschaftlich bzw. fürRekultivierung verwertet 6,411 Mio. m^3 (36,4%),

— verbrannt 1,895 Mio. m^3 (10,7%),

— zur Kompostierung abgegeben 0,151 Mio. m^3 (0,9%),

— auf sonstige Art verwertet oder beseitigt 5,802 Mio. m^3 (32,9%).

609. Bei der Abschätzung des zukünftig zu erwartenden kommunalen Klärschlammanfalls gehen hauptsächlich in die Betrachtung ein:

— der noch zunehmende Anschlußgrad der Bevölkerung an öffentliche Kläranlagen

— der Ausbau mechanisch arbeitender Kläranlagen zu vollbiologischen Anlagen

— eine weitergehende Abwasserbehandlung, insbesondere Phosphat- und Stickstoffelimination.

Nach den bisher erkennbaren Tendenzen wird sich das kommunale Klärschlammaufkommen im Verlauf der nächsten 10 Jahre allenfalls um wenige Prozente erhöhen. Der bisher erreichte Anschlußgrad der Bevölkerung an die Sammelkanalisation ist mit derzeit 92,5% sehr hoch, so daß es kaum noch Steigerungsmöglichkeiten gibt. Wesentlicher ist jedoch die Tatsache, daß bei den weitergehenden biologischen Reinigungsverfahren (Stickstoff- und Phosphorelimination) weniger Klärschlamm anfällt als bei der derzeit gebräuchlichen Vollreinigung. Gegenüber diesem positiven Effekt führen eine Bevölkerungszunahme und ein Wirtschaftswachstum zu einem steigenden Klärschlammanfall, der allerdings dadurch in Grenzen gehalten werden dürfte, daß sich immer effizientere Produktionsweisen auf dem Markt durchsetzen.

610. Die Abfallbilanz erfaßt auf der Entsorgungsseite (Tab. 3.1.2) kommunale Klärschlämme, die bei öffentlich oder gewerblich betriebenen Abfallentsorgungsanlagen angeliefert werden; dies sind jedoch nur gut 50% der insgesamt anfallenden kommunalen Klärschlammenge. Die Abwasserstatistik erfaßt den Verbleib der kommunalen Klärschlämme etwas weitergehend und macht auch Angaben zur Verwertung (Tab. 3.2.19). Im Grunde sind Klärschlämme aus kommunalen Abwasserreinigungsanlagen nicht von vornherein Abfälle im Sinne der Definition des Abfallgesetzes, sondern kommen für vielfältige Verwertungsmöglichkeiten in Betracht. Das breite Spektrum der theoretischen Verwertungsmöglichkeiten wird in Abbildung 3.2.7 dargestellt (PINNEKAMP, 1987).

611. Die Möglichkeiten der Klärschlammverwertung — vor allem im landwirtschaftlichen Bereich — hängen stark von der seuchenhygienischen Unbedenklichkeit und dem Schadstoffgehalt ab. Gerade wegen des letztgenannten Parameters ist im Jahre 1982 die Klärschlammverordnung erlassen worden, die in wechselseitiger Abhängigkeit vom Gehalt bestimmter Schwermetalle im Boden bzw. im Klärschlamm die Aufbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen regelt. Es ist nicht zu verkennen, daß die Klärschlammverordnung die Verwertung von Klärschlämmen im landwirtschaftlichen und gärtnerischen Bereich erschwert hat. Die Landwirtschaft befürchtet, daß die bestehenden Grenzwerte für Böden in der Klärschlammverordnung herabgesetzt werden und dadurch landwirtschaftliche Nutzflächen, auf die rechtmäßigerweise Klärschlamm aufgebracht wurde, den neuen Schwermetallstandards nicht mehr gerecht werden. Die gleiche Befürchtung wird auch hinsichtlich solcher Schadstoffe gehegt, die noch nicht von der Klärschlammverordnung erfaßt sind und auf die bisher Klärschlämme und Böden nicht regelmäßig untersucht worden sind.

Im Sommer 1990 ist eine Kabinettvorlage des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zur Novellierung der Klärschlammverordnung mit Grenzwerten für organische Stoffe zu erwarten, neben Verschärfungen der Grenzwerte für einige Schwermetalle, z. T. in Abhängigkeit von der Bodenart (BORTLISZ et al., 1989).

612. Bei der Überarbeitung der Klärschlammverordnung haben neuere Untersuchungen der Gehalte an organischen Schadstoffen in Klärschlämmen eine Rolle gespielt; einen umfassenden Überblick über die Belastungen von Klärschlämmen mit organischen Schadstoffen geben DRESCHER-KADEN et al. (1989). Wenn auch aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse über organische Schadstoffe in Klärschlämmen „ein kurzfristiger Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung derzeit nicht geboten" ist und „nach wie vor die Rückführung der im Klärschlamm enthaltenen organischen Substanz in den Naturkreislauf für eine sinnvolle Verwertung" gehalten wird, werden andere Möglichkeiten der Klärschlammverwertung und -beseitigung für den Fall untersucht, daß „die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in nächster Zeit stark reduziert werden sollte" (LAGA/LAWA, 1990). Als Hauptalternative wird aber praktisch nur die Verbrennung bzw. die thermische Verwertung gesehen. Einzelheiten zu den in Frage kommenden thermischen Verfahren, zu ihren Auswirkungen auf die Umwelt sowie zu den rechtlichen Erfordernissen sind von der LAGA dargestellt worden (LAGA/LAWA, 1990).

613. In einer mehr technischen Zusammenstellung (LOLL, 1989) mit einem Überblick über 7 spezielle Verfahren zur Klärschlammtrocknung und/bzw. -verbrennung wird ein Trend zur Verbrennung unter Hochtemperaturbedingungen hervorgehoben. Das dort erwähnte STEAG-Verfahren hat den Einsatz von

Abbildung 3.2.7

Übersicht über Verwertungs- und Beseitigungsmöglichkeiten von Klärschlamm in Abhängigkeit von der Art und Vorbehandlung der Schlämme

Legende: – nicht möglich; O möglich, aber nicht sinnvoll; (+) möglich, jedoch mit Einschränkungen; + möglich und sinnvoll

Art und Vorbehandlung des Schlammes	Verwertungs- oder Beseitigungsmethoden: Landwirtschaft: Ackerland	Grünland und Feldfutteranbau	Gemüse- und Obstanbau	Rebland	Baumschulen	Düngemittel	Futtermittel	Landschaftsbau	Straßenbaumaterial	Betonzuschlagstoff	Baumaterial	Brennstoff	Deponie
Flüssigschl. n. entseucht	(+)	–	–	–	(+)	–	–	–	–	–	–	–	–
Flüssigschl. entseucht	(+)	+	(+)	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–
entwässerter Schl. n. entseucht	(+)	–	–	(+)	(+)	–	–	(+)	–	–	–	–	(+)
entwässerter Schl. entseucht	(+)	+	(+)	+	+	–	–	(+)	–	–	–	–	(+)
entwässerter Schl. kalkstabilisiert	(+)	+	(+)	+	+	+	–	(+)	–	–	–	–	(+)
kompostierter Schl.	+	+	+	+	+	+	–	+	(+)	–	–	O	+
getrockneter Schl. T ≥ 70 °C	+	+	+	+	+	+	(+)	+	(+)	–	–	+	+
Schlammasche	O	O	O	O	O	+	–	+	+	+	+	–	+
gesinterter Schl.	O	O	O	O	O	–	–	O	+	+	+	–	O

Quelle: PINNEKAMP, 1987

getrockneten Klärschlämmen als (Zusatz-)Brennstoff in Steinkohle-Schmelzkammerfeuerungen zum Ziel (HANNES, 1989); das immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren zur ständigen Anwendung dieses Verfahrens im Gemeinschaftskraftwerk West in Voerde ist anhängig. Das CORMIN-Verfahren (COntinuous Residual MINeralization), auch als KHD HW-Schmelzzyklonverfahren bezeichnet, soll zunächst in einer Pilotanlage erprobt werden, die 1990 den Betrieb aufnehmen soll (POOK, 1989). Bei den hohen Verbrennungstemperaturen (1 400 – 1 600 °C) sollen beide Verfahren „laugungsresistente" Schlacke, die in üblicher Weise verwertbar oder deponiefähig ist, gewährleisten. Eine „totale Entsorgung" von Klärschlamm verspricht auch das „Alfelder Modell" mit dem Einsatz von kommunalem Klärschlamm als Brennstoff bei der Asphaltaufbereitung und mit der Zumischung der Verbrennungsrückstände zum bituminösen Mischgut (HAGEMANN und KLINGEBIEL, 1989; JUNGHÄNEL, 1989).

614. Angesichts der erkennbaren starken Tendenzen zur thermischen Klärschlammentsorgung könnte die dem abfallrechtlichen Verwertungsgebot mehr entsprechende landwirtschaftliche Verwertung von kommunalen Klärschlämmen zu sehr in den Hintergrund gedrängt werden; in der Zielhierarchie müßte diese jedoch an erster Stelle stehen. Denn grundsätzlich gehören Klärschlämme mit ihrem hohen Anteil an organischer Substanz in den natürlichen Kreislauf zurückgeführt, wenn man die Verwertung ernst nimmt. Die Grenze sollte nur dort gesetzt werden, wo zu hohe Schadstoffgehalte dem entgegenstehen. Daß auf längere Sicht alle kommunalen Klärschlämme diesen Verwertungsweg gehen können, muß Ziel einer Schadstoffeinleitungsbegrenzung für alle Umweltmedien sein; vordringlich erscheint eine wirksamere Überwachung der Indirekteinleiter (§ 7a Abs. 3 WHG). Bis dahin sollte für die nach der novellierten Klärschlammverordnung landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlämme nach einem kurzfristig zu entwickelnden Konzept zur naturgemäßen Klärschlammverwertung verfahren werden. Ansatzpunkte für ein solches Konzept, das von den Kläranlagenbetreibern realisiert werden müßte, sind in dem Vorschlag zur Aufstellung von Flächenkatastern zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung gegeben (MALZ und BORTLISZ, 1988; RUDOLPH, 1987); es besteht im wesentlichen in der Untersuchung und Kartierung der in Frage kommenden landwirtschaftlichen und eventuell sonstigen Flächen (z. B. Halden- oder Deponieabdeckungen) mit den verschiedenen Schwermetall- und sonstigen Schadstoffkonzentrationen entsprechend der Klärschlammverordnung und in der Organisation der Klärschlammaufbringung unter Beachtung der Klärschlammverordnung auf der Basis von Klärschlammaufbringungsverträgen. Die Realisierung müßte um so eher möglich sein, nachdem Anfang 1990 ein Haftungsfonds zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung (Klärschlammfonds) eingerichtet worden ist (GOSCH, 1989). Der Klärschlammfonds hat die Aufgabe, für die beteiligten Klär-

schlammabgeber Entschädigungen für Schäden von Landwirten zu leisten, die über die gesetzliche Haftpflicht des Abgebers hinausgehen. Mit den Klärschlammfonds ist den Landwirten die Gewißheit gegeben, daß Schäden auch dann ersetzt werden, wenn eine gesetzliche Haftung nicht besteht.

3.2.6 Altöl

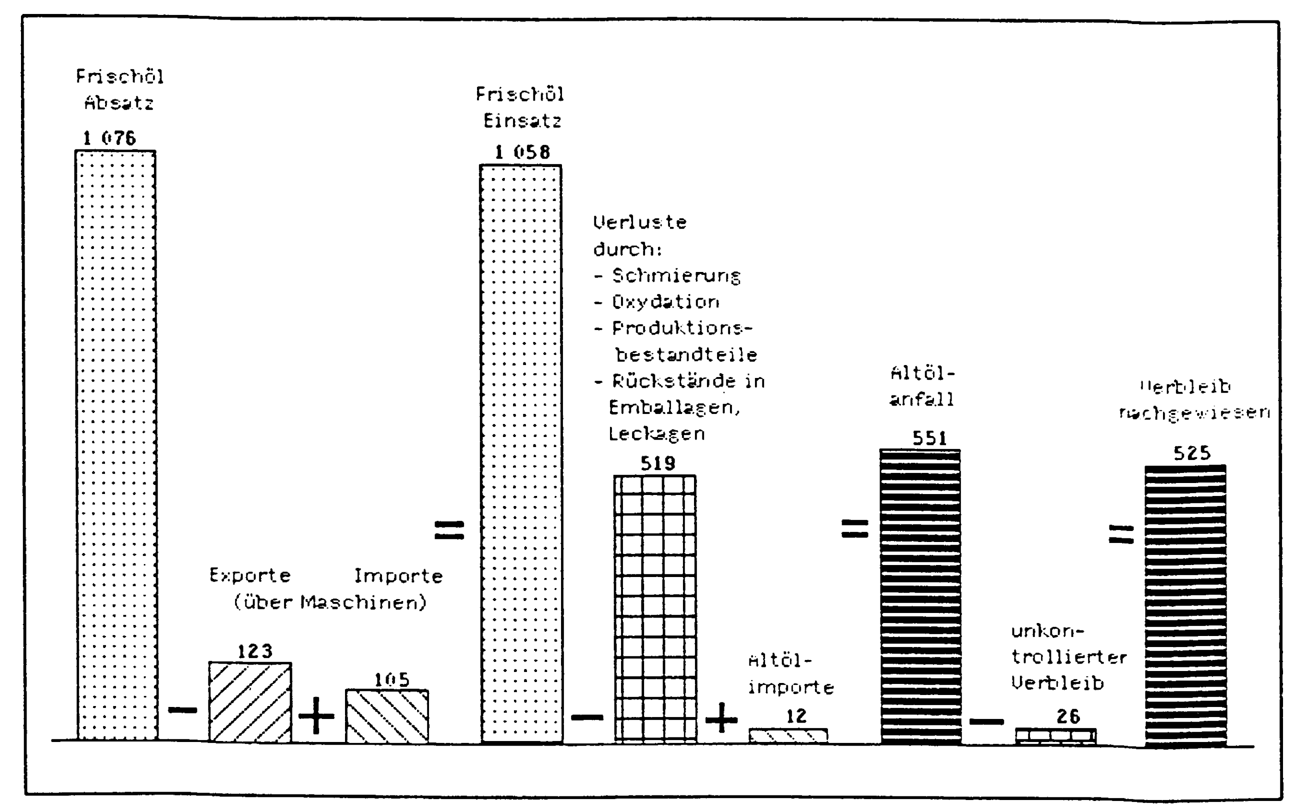
615. Bis zum Inkrafttreten des Abfallgesetzes am 1. November 1986 war die Verwertung von Altölen im Gesetz über Maßnahmen zur Sicherung der Altölbeseitigung vom 23. Dezember 1968 (Altölgesetz) geregelt.

Eine Neuregelung im Abfallgesetz (Tz. 113) war insbesondere notwendig geworden, weil durch Verstöße gegen das Vermischungsverbot des Altölgesetzes das Verwertungssystem für Altöl extrem gefährdet wurde. Chlorierte Kohlenwasserstoffe, insbesondere polychlorierte Biphenyle (PCB), im Altöl erreichten Konzentrationen, die sowohl die Altölaufbereitung zu Zweitraffinaten als auch die thermische Verwertung des Altöls in Verbrennungsanlagen nahezu unmöglich machten. Mitte des Jahres 1986 war eine Situation gegeben, in der Überlegungen angestellt wurden, die Wiederaufarbeitung und die Verbrennung von Altöl gänzlich zu untersagen. Für das 1. Halbjahr 1986 wurden Verunreinigungen der gesammelten Altöle mit PCB und Chlor von durchschnittlich 18 ppm PCB und 0,3 % Gesamtchlor festgestellt, wobei Einzelchargen bis zu 20 000 ppm PCB und 12 % Gesamtchlor aufwiesen (BSM, 1988). Die im Oktober 1987 erlassene Altölverordnung legt fest, daß grundsätzlich Altöle nicht (mehr) aufgearbeitet werden dürfen, wenn sie mehr als 20 ppm PCB oder mehr als 0,2 % Gesamthalogen (2 g/kg) enthalten.

616. Die Daten der Abfallstatistik über den Altölanfall sind für einen Überblick über Altöle im Sinne der Altölverordnung nicht gut geeignet, weil ein wesentlicher Teil des Altölanfalls infolge der Kleinbetriebsregelung (Abschn. 3.1.2) (Tankstellen, Kfz-Reparatur) in der Abfallstatistik nicht erfaßbar ist und weil die Abfallarten der Statistik mit den Definitionen der Altölverordnung nicht übereinstimmen. Konkrete Daten über den Altölanfall und den Altölverbleib in der Bundesrepublik sind einer im Auftrag des Umweltbundesamtes angefertigten Studie (BSM, 1988) zu entnehmen, die zur Zeit fortgeschrieben wird. In dem BSM-Bericht werden Altölanfall und -verbleib in Abhängigkeit vom eingesetzten Frischöl für das Jahr 1986 dargestellt (Abb. 3.2.8 und 3.2.9). In Abbildung 3.2.9 wird insbesondere die Aufarbeitung von Altöl datenmäßig aufgeschlüsselt. Wichtig erscheint der Hinweis, daß sich die Daten der Abbildungen 3.2.8 und 3.2.9 auf die reine Ölphase beziehen. Der tatsächliche Ölanteil in den Emulsionen oder Schlämmen beträgt oft nur wenige Prozent (bezogen auf 1986):

Abbildung 3.2.8

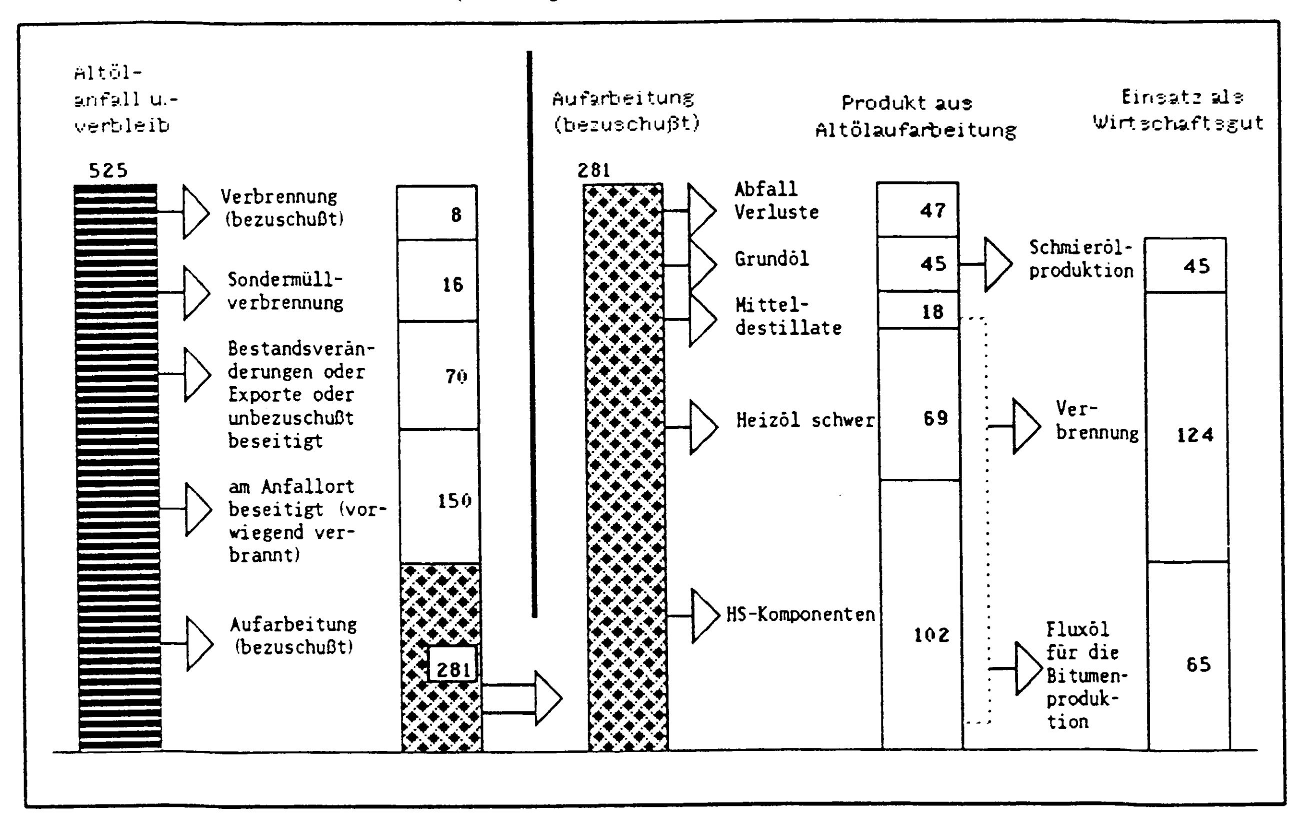
Altölanfall in der Bundesrepublik Deutschland 1986 in Abhängigkeit vom Frischöleinsatz
(alle Angaben in 1 000 t Ölphase)



Quelle: SRU, nach BSM, 1988

Abbildung 3.2.9

Altölverbleib in der Bundesrepublik Deutschland 1986
(alle Angaben in 1000 t Ölphase)



Quelle: SRU, nach BSM, 1988

— Altöle < 15 % H_2O Anfall 560 000 t Ölphasenanteil 470 000 t

— Ölemulsionen Anfall 900 000 t Ölphasenanteil 25 000 t

— Öl-Wasser-Gemische Anfall 150 000 t Ölphasenanteil 15 000 t

— Ölschlämme Anfall 700 000 t Ölphasenanteil 3 000 t.

617. Für die Jahre 1987 und 1988 wird der Frischölabsatz in der Bundesrepublik mit 1,02 Mio. t bzw. 1,07 Mio. t und der Altölanfall mit 0,51 Mio. t bzw. 0,54 Mio. t angegeben; diese Daten decken sich mit denen von 1986, so daß man für diesen Zeitraum von einer gleichbleibenden Entwicklung beim Altölanfall sprechen kann. Die Verunreinigung der in den Jahren 1987 und 1988 gesammelten Altöle mit PCB und Gesamthalogen ist in Tabelle 3.2.21 dargestellt (Fortschreibung BSM-Bericht). Die durchschnittlichen Gehalte an PCB und Gesamthalogen liegen deutlich unterhalb der in der Altölverordnung festgelegten Grenzwerte für die Altölaufarbeitung (20 ppm PCB; 0,2 % Gesamthalogen), wenn auch 1988 der Gesamthalogengehalt im Durchschnitt der gesammelten Altöle von 0,06 % (1987) auf 0,14 % angestiegen ist. Möglicherweise ist der Anstieg darauf zurückzuführen, daß der freie Spielraum bis zum Grenzwert 0,2 % für an sich unerlaubte Zumischungen von höher kontaminierten Altölchargen in Anspruch genommen worden ist. Die PCB- und Halogengehalte einzelner Altölchargen überschreiten immer noch die „Grenzwerte" der Altölverordnung deutlich (Fortschreibung BSM-Bericht). Diese stammen vorwiegend aus den Bereichen Metallbe- und -verarbeitung, Elektroindustrie, Steinkohlenbergbau sowie Schrotthandel und werden in der Regel den vorgeschriebenen Entsorgungswegen zugeführt. Nach der BSM-Studie, aber auch nach Informationen des Bundesverbandes Altöl e.V., ist mit dem Erlaß der Altölverordnung die Altölkontamination mit PCB und Halogenen erheblich zurückgegangen, so daß die Altölaufarbeitung wieder in geregelten Bahnen vorgenommen werden kann (Abschn. 4.5.2.7).

Tabelle 3.2.21

Durchschnittliche Gehalte an PCB und Gesamthalogen in gesammelten Altölen für die Jahre 1987 und 1988

	1987	1988
PCB-Gehalt [1])	2,3 ppm	2,0 ppm
Gesamthalogengehalt	0,06 %	0,14 %

[1]) Bestimmung nach DIN 51527

Quelle: BSM, unveröffentlicht

618. Aus der BSM-Studie ergibt sich für das Jahr 1986 ein unkontrollierter Verbleib von 26 000 t Altöl (Abb. 3.2.8); das sind knapp 5 % der angefallenen Altölmenge von 551 000 t. Die Menge Altöl mit „unkontrolliertem Verbleib" ist größer als bisher angenommen (ca. 8 000 t/a); sie kann nach dem Ergebnis der BSM-Studie nicht allein und auch nicht überwiegend auf die Selbstwechsler von Motoröl zurückgeführt werden. Nach der Fortschreibung des BSM-Berichtes ist die Menge des unkontrollierten Verbleibs in den Jahren 1987 und 1988 rückläufig; genaue Zahlen konnten allerdings vor Abschluß der Studie noch nicht angegeben werden. Wenn „unkontrollierter Verbleib" auch nur bedeutet, daß der Verbleib nicht nachgewiesen werden kann und nicht in jedem Fall eine umweltschädliche Beseitigung erfolgt ist, so macht die Größenordnung von 10 000 t/a angesichts der möglichen Boden- und Wasserbelastung durch Altöl doch deutlich, daß eine verschärfte Überwachung notwendig ist.

3.2.7 Autowracks

619. Autowracks spielen in der Abfallwirtschaft der Bundesrepublik eine bedeutende Rolle. Derzeit werden um die 2 Mio. Kraftfahrzeuge pro Jahr endgültig stillgelegt („gelöscht" nach § 27 Abs. 5 StVZO). Die Entwicklung dieser Löschungszahlen von 1950 bis 1988 ergibt sich aus Tabelle 3.2.22. Nach PAUTZ (1987) „nehmen bereits mehr als 95 % der Altautos den Weg über inländische Schrottbetriebe", während der geringe Rest exportiert wird.

Legt man diesen Maßstab an die im Jahre 1988 endgültig stillgelegten Kraftfahrzeuge an, so wären ca. 2 Mio. Personenkraftwagen und ca. 130 000 Lastkraftwagen und Omnibusse als Autowracks in die Schrottverwertung gegangen. Wegen der weiteren Zunahme des Kfz-Bestandes wird für die kommenden Jahre noch mit einer Zunahme der Zahl endgültig stillgelegter Kraftfahrzeuge gerechnet.

620. Hinsichtlich ihrer Verwertung ist grundsätzlich zwischen den beiden Hauptfahrzeuggruppen Lastkraftwagen und Personenkraftwagen zu unterscheiden. Lastkraftwagen — und andere Nutzfahrzeuge ähnlicher Art — werden von Schrotthändlern und Schrottbetrieben von Hand oder mit Schrottscheren in ihre Einzelteile zerlegt und die einzelnen Stoffanteile der jeweils gegebenen Verwertungs- oder Abfallbeseitigungsart zugeführt. Über die anfallenden Materialien liegen weder der Art noch der Menge nach detaillierte Informationen vor.

Für den Pkw-Bereich, der die große Masse der Autowracks ausmacht, gibt es dagegen zuverlässige Daten über Art und Menge der anfallenden Reststoffe bzw. Abfälle. Bei der Verschrottung von Personenkraftwagen sind im Durchschnitt die sich aus Tabelle 3.2.23 ergebenden Materialanteile zu erwarten.

Tabelle 3.2.23

Materialmäßige Zusammensetzung von Personenkraftwagen nach Herstellungsjahren
(in Gew.-%)

Material	Herstellungsjahr		
	1965	1985	1995
Stahl, Eisen	76,0	68,0	63,0
Aluminium	2,0	4,5	6,5
Sonstige NE-Metalle (Kupfer, Blei, Zink)	4,0	3,0	3,0
Kunststoffe	2,0	10,0	13,0
Sonstiges (Glas, Gummi)	16,0	14,5	14,5
	100	100	100

Quelle: PAUTZ, 1987

Tabelle 3.2.22

Zeitliche Entwicklung des Bestandes, der Neuzulassungen und Löschungen von Pkw (einschl. Kombifahrzeuge) und Nutzfahrzeugen (Lastkraftwagen, Omnibusse usw.) in der Bundesrepublik Deutschland

		1950	1960	1970	1980	1982	1986	1988
Bestand an								
Gesamt-Kfz	10^3	1 013,9	5 642,0	15 604,9	24 852,7	25 683,7	28 983,7	30 964,0
Personenkraftwagen	10^3	600,7	4 856,2	14 376,5	23 236,0	24 035,9	27 223,8	29 190,3
Nutzkraftfahrzeugen	10^3	413,2	785,8	1 228,4	1 616,7	1 647,8	1 759,9	1 773,7
Neuzulassung von								
Gesamt-Kfz	10^3	217,1	1 073,4	2 271,8	2 601,7	2 279,1	2 972,8	2 961,8
Personenkraftwagen	10^3	146,1	969,7	2 107,1	2 426,2	2 155,5	2 829,4	2 807,9
Nutzkraftfahrzeugen	10^3	71,0	103,7	164,7	175,5	123,5	143,4	153,9
Löschungen von								
Gesamt-Kfz	10^3		211,6	1 032,5	2 063,4	2 072,8	1 945,2	2 265,3
Personenkraftwagen	10^3		154,6	931,4	1 938,,6	1 934,2	1 822,1	2 130,1
Nutzkraftfahrzeugen	10^3		57,0	101,1	124,8	138,6	123,1	135,2

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

GÜNNEWIG und ULLRICH (1986) geben für einen Personenkraftwagen der Mittelklasse etwas andere Anteile an, nämlich 69 % Eisenwerkstoffe, 3 % Nichteisenmetalle und 28 % nichtmetallische Stoffe wie Kunststoff, Gummi, Glas und andere. Der geringe Unterschied in den Angaben dürfte darauf zurückzuführen sein, daß die letztgenannten Autoren als Betreiber einer Shredderanlage die tatsächlich angefallenen Materialmengen zugrundegelegt haben, während PAUTZ von der Zusammensetzung der Personenkraftwagen im Herstellungszustand ausgegangen ist. Insgesamt gesehen gibt es keinen Zweifel, daß der Kunststoffanteil in neueren Automobilen erheblich zugenommen hat und noch immer zunimmt. Bei einer mittleren Lebensdauer der Personenkraftwagen von etwa 10 Jahren wird sich diese Materialverschiebung in der Altautoverwertung jedoch erst Mitte der 90er und dann verstärkt Ende der 90er Jahre auswirken.

621. Bei den Aufbereitungsverfahren für Autowracks unterscheidet man das Pressen, das Scheren und das Shreddern. Von diesen Verfahren hat nur das Shreddern für Autowracks noch Bedeutung. Beim Verpressen von Altautos wird auch alles das mit in das Schrottpaket verpreßt, was beim Shreddern weitestgehend als Abfall aussortiert wird. Die Erfordernisse moderner Stahlwerke an den Rohstoff Schrott lassen den Einsatz solcher Pakete nicht mehr zu. Die Schrottaufbereitung mit großen hydraulischen Schrottscheren ist dazu geeignet, sperrigen Schrott auf einsatzgerechte Abmessungen herzurichten, wie z. B. Abbruch-Schrott. Früher wurden auch Pkw-Autowracks in größerem Umfang in Schrottscheren zerkleinert. Ähnlich wie beim Pressen von Autowracks fallen jedoch mit dem Zerkleinerungsgut auch alle im Autowrack enthaltenen Nichteisenmetalle und sonstige Materialien, insbesondere auch Kunststoff, an mit der Konsequenz, daß der Autowrack-Scherenschrott in modernen Stahlwerken aus metallurgischen Gründen nicht mehr einsatzfähig ist. So werden in der Bundesrepublik nur noch etwa 5 % der anfallenden Pkw-Wracks über Scheren aufbereitet.

622. In der Bundesrepublik arbeiten ca. 40 Anlagen nach dem Shredderprinzip; die Kapazität dieser Anlagen beträgt etwa 1,5 Mio. t Shredderschrott jährlich im einschichtigen Betrieb.

In Shreddern werden nicht ausschließlich Autowracks verarbeitet, sondern auch andere sperrige metallhaltige Abfälle, wie z. B. Kühlschränke, Fahrräder, Herde und Öfen. In einer Shredderanlage kann das Vormaterial ohne Vorbehandlung und Vorzerkleinerung verarbeitet werden, Autowracks also einschließlich Motor, Achsen, Getriebe, Polster und Reifen. Je nach Marktlage werden jedoch die Altreifen abgenommen und weiterverkauft; die Reifenabnahme hat den zusätzlichen Effekt einer höheren Shredderleistung, weil das Gummimaterial der Reifen als Puffer innerhalb der Shredderanlage wirkt.

623. Beim Shreddern fallen drei Fraktionen an, nämlich Shredderschrott, Nichteisenmetalle und Shredderrückstände. Die Trennung in Stahlschrott (Shredderschrott) und Nichteisenmetalle sowie sonstige grobe Verunreinigungen wie Holz, Gummi und Kunststoff (Shredderrückstände) erfolgt über eine Elektromagnettrommel. Der anfallende Shredderschrott ist kleinstückig — Stückgrößen etwa 3 bis 25 cm — und sauber, das heißt metallisch blank und frei von Anhaftungen. Shredderschrott ist mit einem Eisenanteil von ca. 95 % für den Schrotteinsatz in Stahlwerken und Gießereien sehr gut geeignet.

Neben dem Shredderschrott fällt in der Shredderanlage aus der Entstaubungsanlage die sogenannte Feinfraktion (auch Feinmüll genannt) an, während bei der magnetischen Trennung die sogenannte Grobfraktion (Grobmüll) zurückbleibt. Die Feinfraktion gehört unmittelbar zur Fraktion des Shredderrückstands, während die Grobfraktion noch soweit wie möglich von den Nichteisenmetall-Anteilen getrennt wird. Zunächst lassen sich aus der Grobfraktion größere Nichteisenmetallteile durch Handverlesung gewinnen, die etwa 1 % vom Gesamteinsatz an Shredderrohmaterial ausmachen. Desweiteren kann man durch Absiebung von Feinmaterial aus der Grobfraktion eine Siebtrommelfraktion in der Größe bis 10 mm gewinnen, die neben Glassplittern, Lackresten und Schmutzteilchen auch einen Metallanteil in einer Größenordnung enthält, der dieses Material als verwertbares Produkt an Fremdseparationsanlagen absetzbar macht. In der übrigbleibenden Masse der Grobfraktion ist in dem Gemisch von Kunststoffteilen, Holz, Gummi, Glas, Steinen usw. noch ein hoher Anteil an Nichteisenmetallen in einer Korngröße von etwa 10—100 mm vorhanden. Die Separation der Metalle aus der Grobfraktion kann sowohl naß in sogenannten Schwimm-Sink-Anlagen erfolgen als auch trocken durch Windsichtung.

624. Das in Tabelle 3.2.24 dargestellte Mengengerüst einer Shredderanlage mit einer Produktion von 5 000 t Shredderschrott pro Monat (GÜNNEWIG und ULLRICH, 1986) quantifiziert die aus dem Shredder-Vormaterial als Gesamteinsatz gewonnenen Fraktionen Shredderschrott, Nichteisenmetalle und Shredderrückstand (Shreddermüll). Legt man dieses Mengengerüst in seinen Anteilen der Autowrackverwertung in Shredderanlagen zugrunde, so ergeben sich 69 % Shredderschrott, 3 % Nichteisenmetalle und 28 % Shredderrückstände.

625. Während Shredderschrott und Nichteisenmetalle der Metallproduktion wieder zugeführt werden, muß der Shredderrückstand als Abfall beseitigt werden. Die Entsorgung der in der Shredderanlage in dominierender Weise anfallenden Feinfraktion (25 % des Shredder-Vormaterials) obliegt dem Shredderanlagenbetreiber, während die Beseitigung der meist in separaten Aufbereitungsanlagen anfallenden geringen Mengen an Rest-Grobfraktion (3 % des Shredder-Vormaterials) von diesen Betrieben veranlaßt werden muß. Der Shredderrückstand wird bisher grundsätzlich als hausmüllähnlicher Gewerbeabfall eingestuft und dementsprechend beseitigt; dies geschieht fast ausschließlich durch Einbringung in Siedlungsabfalldeponien. Bei einem Gesamteinsatz an Shredder-Vormaterial von 2,17 Mio. t im Jahre 1988 — bestehend aus Autowracks und sonstigem leichtem Sammelschrott — ergibt sich eine Shredderschrott-Produktion von 1,5 Mio. t/a sowie 540 000 t/a zu entsorgender Feinfraktion.

Tabelle 3.2.24

Mengengerüst einer Shredderanlage mit einer Produktion von 5 000 t Shredderschrott pro Monat

Shredder-Material -Produkte	Mengen t	Anteil vom Gesamteinsatz %
Gesamteinsatz an Shreddervormaterial	7 246	*100*
Shredderschrott	5 000	*69*
Summe der Restfraktionen Ne-Metalle und Shreddermüll	2 246	*31*
davon: — handverlesene NE-Metalle	72	*1*
— Feinmüll	1 811	*25*
— Grobmüll	363	5
davon: in Aufbereitungsanlagen gewonnene NE-Metalle	145 (= 40 % des Grobmülls)	2
nichtverwertbarer Rest des Grobmülls	218 (= 60 % des Grobmülls)	3

Quelle: GRÜNNEWIG und ULLRICH, 1986, verändert

626. Nach dem Ergebnis eines Forschungsvorhabens könnten Shredderrückstände als Brennstoff in der Zementindustrie eingesetzt werden; bei deren vollständigem Einsatz könnte „der Sekundärbrennstoffbedarf der Zementindustrie zu ca. 33 % gedeckt werden" (PAUTZ, 1987). Die Preisminderungen des Rohöls und anderer Energieträger einerseits und Bedenken der Zementindustrie wegen des betriebsstörenden Chloranteils im Shredderrückstand andererseits haben jedoch dazu geführt, daß diese Verwertung nicht mehr betrieben wird. Shredderrückstände enthalten etwa 2 % Chlor, das im Verlaufe des Brennprozesses Alkalichloride bildet und zu einem entsprechenden Kreislauf führt. Derartige Salzkreisläufe sind betriebstechnisch unerwünscht, weil die dabei anfallenden Salze starke und teilweise nicht beherrschbare Ansätze im Ofen bilden. Nach Angaben des Zementforschungsinstitutes können aus diesem Grund nur geringe Anteile des Shredderrückstands als Brennstoff im Drehrohrofen eingesetzt werden, die sich nach Lage des Einzelfalles bestimmen, aber im günstigsten Fall höchstens 13 % der gesamten Brennstoffenergie ausmachen dürfen. Es wäre zwar möglich, mit zusätzlichen Maßnahmen höhere Anteile an Shredderrückständen einzusetzen, jedoch würden dadurch hohe Betriebs- und Investitionskosten entstehen, die diesen Brennstoffeinsatz unwirtschaftlich machen. Solange die die Shredderindustrie betreffenden Entsorgungsgebühren für Shredderrückstände — z. B. zur Deponierung — unterhalb der Kostenbeiträge liegen, die die Shredderindustrie der Zementindustrie zur Errichtung und zum Betrieb zusätzlicher Anlagen leisten müßte, fehlt jeder Anreiz, sich solchen abfallwirtschaftlich erwünschten Lösungen zuzuwenden. Dieses Phänomen zeigt sich übrigens öfter im Entsorgungsbereich, wie an Beispielen kontaminierten Altöls oder der Altreifenverbrennung demonstriert werden könnte: Die Installation kostspieliger Reststoffverwertungseinrichtungen (z. B. Hochdruckhydrieranlagen für kontaminierte Altöle oder Spezialverbrennungsanlagen für Altreifen) unterbleibt, wenn nicht Garantien für eine wirtschaftliche Auslastung der Anlagen gegeben werden. Bei billigeren Entsorgungsmöglichkeiten einerseits und bei einem freien diversitären Markt für Abfälle oder Reststoffe andererseits sind die gewünschten Garantien jedoch meist nicht zu erhalten, so daß abfallwirtschaftlich sinnvolle und entsorgungstechnisch optimale Lösungen nicht zustande kommen.

Nach den Regelungen der neuen Abfallbestimmungs-Verordnung und der TA Abfall sind Shredderrückstände zukünftig als Sonderabfall zu behandeln und mit Präferenz „Verbrennungsanlagen für besonders überwachungsbedürftige Abfälle" zuzuführen. Bei diesem Ergebnis könnte die thermische Verwertung in der Zementindustrie — mit den dargestellten finanziellen Konsequenzen — eine erstrebenswerte Lösung bedeuten.

627. Die bisher übliche Autowrackverwertung durch Shreddern wird langfristig gefährdet durch die Tendenz im Automobilbau, den Kunststoffanteil im Personenkraftwagen — bei gleichzeitiger Minderung des Gesamtgewichts — zu erhöhen (PAUTZ, 1987). Für 1990 wird mit einem Kunststoffanteil von 12 % gerechnet (PAREY, 1986). Andere Veröffentlichungen (zitiert bei PAREY, 1986) weisen auf eine noch weit stärkere Tendenz zum Kunststoffeinsatz im Personenkraftwagen hin.

Der verstärkte Einsatz von Kunststoffen im Automobilbau, insbesondere von neuen Materialarten wie kohle- und glasfaserverstärkte Kunststoffe, Sandwich-Verbindungen und sonstige Metall-Kunststoff-Verbindungen, gefährdet die Abfallaufbereitung und damit die Verwertung erheblich, da eine Trennung der verschiedenen Materialien bei der derzeitigen Shreddertechnik nicht gewährleistet werden kann (GÜNNEWIG und ULLRICH, 1986). Es geht jedoch nicht nur darum, ob zukünftig eine bisher bewährte Entsorgungstechnik wie das Shredderverfahren durch Änderung der Struktur der Einsatzmaterialien vom Markt verdrängt wird, sondern um die Frage der Entsorgungsmöglichkeiten für Automobile der Zukunft schlechthin. In der Automobiltechnik müssen Entwicklungen verhindert werden, die 5—10 Jahre nach der Markteinführung neuartiger Automobilmaterialien nicht gelöste Probleme hinsichtlich einer umwelt- und kostengerechten Entsorgung mit sich bringen; zumindest muß die Parallelität von technischer Produktentwicklung und der Entwicklung geeigneter Entsorgungstechniken postuliert werden (Abschn. 4.5.2.6).

628. In naher Zukunft ergibt sich im Autowrackbereich eine zusätzliche Aufgabenstellung durch die Notwendigkeit zur Entsorgung von Autoabgaskatalysatoren. In zunehmendem Maße werden dann Kraftfahrzeuge zur Verschrottung gelangen, die mit einem Katalysator zur Abgasreinigung ausgerüstet sind. Wegen der scharfen Abgasgrenzwerte, die nach dem heutigen Stand der Technik bei Personenkraftwagen mit Ottomotoren einen geregelten Dreiweg-Katalysator erfordern, ist davon auszugehen, daß etwa ab Ende 1992 in der Bundesrepublik nur noch Katalysator-Pkw zum Straßenverkehr neu zugelassen werden. Dies wirkt sich mit einer entsprechenden Verzögerung auf den Anfall verbrauchter Katalysatoren im Autowrackbereich und im Ersatzgeschäft aus. Eine Abschätzung auf der Basis der aktuellen Kfz-Statistik und unter der Annahme einer Katalysator-Lebensdauer unter europäischen Fahrbedingungen von mindestens 100 000 km läßt gegen Ende der 90er Jahre einen Anfall zu entsorgender Autoabgaskatalysatoren in der Bundesrepublik in der Größenordnung von 2,5 Mio. Stück pro Jahr erwarten.

629. Primäres Ziel der Entsorgung ist die möglichst weitgehende Rückgewinnung der katalytisch wirksamen Platingruppenmetalle aus der Katalysatorbeschichtung. Die heutigen Dreiweg-Katalysatoren enthalten etwa 0,8 bis 1,7 g Edelmetall pro Liter Katalysatorvolumen, und zwar im Verhältnis 5:1 bis 10:1 Platin- zu Rhodiumanteil (ENGLER, 1988), wobei vorwiegend Monolithkatalysatoren mit keramischer Trägerstruktur, bei Personenkraftwagen der oberen Klasse auch mit metallischer Trägerstruktur, zum Einsatz kommen. Die DEGUSSA (1988) schließt aus Ergebnissen der Aufarbeitung von Katalysatoren, daß eine Tonne Trägermaterial etwa 1,5 kg Platin und etwa 300 g Rhodium enthält. Bei den derzeitigen Preisen für diese Edelmetalle ergibt dies einen Wert von etwa 60 000 DM (DEGUSSA, 1988).

Bei Aufarbeitungskosten von 12 000 bis 15 000 DM pro Tonne der von der Stahlblech-Ummantelung abgetrennten Monolithe ist die Edelmetallrückgewinnung besonders dann wirtschaftlich attraktiv, wenn die verbrauchten Autoabgaskatalysatoren über die Automobilproduzenten, die Ersatzteilhersteller, die Reparaturwerkstätten und den Altstoffhandel systematisch gesammelt und in zentralen Anlagen in großtechnischem Maßstab verwertet werden. Die logistischen Voraussetzungen für die Sammlung sollen rechtzeitig bis 1992 geschaffen werden, wenn erstmals mit einem Rücklauf größerer Mengen von Altkatalysatoren zu rechnen ist (DEGUSSA, 1988). Bis dahin sollen auch die bereits langjährig bei der Aufarbeitung industrieller Katalysatoren sowie der bereits heute anfallenden Autoabgaskatalysatoren erprobten Verfahren weiterentwickelt und der Verwertung zunehmender Rücklaufmengen angepaßt werden. Für die Mitte der 90er Jahre rechnet die DEGUSSA mit einer Rücklaufquote verbrauchter Katalysatoren von über 70% (HOFMANN-GRÜNEBERG, 1987).

630. Als Aufarbeitungsverfahren für verbrauchte Autoabgaskatalysatoren kommen nach RENNER (1987) sowohl die naßchemische Trennung von Edelmetallen und Trägermaterial als auch schmelzmetallurgische Prozesse in Betracht.

Bei den naßchemischen Verfahren kann entweder das Edelmetall vom Trägermaterial abgelöst werden, oder das Trägermaterial wird teilweise gelöst, und die Edelmetalle werden aus dem Löserückstand gewonnen. Je nach Beschaffenheit der Katalysatoren werden Salzsäure/Chlor, Königswasser oder Salzsäure/Brom zur Lösung eingesetzt. Die naßchemischen Verfahren stellen naturgemäß besondere Anforderungen an die Behandlung der anfallenden Abwässer; das verbleibende Trägermaterial muß getrennt entsorgt werden. Naßchemische Verfahren werden nur von kleineren Verarbeitern von Autoabgaskatalysatoren angewandt (RENNER, 1987).

631. Für die Aufarbeitung edelmetallhaltiger Katalysatoren in größerem Umfang eignen sich — auch wegen der höheren Edelmetallausbeute — pyrometallurgische Verfahren. Dabei werden zunächst im Schachtofen bei Temperaturen von 1200—1400 °C die metallischen von den nichtmetallischen Bestandteilen getrennt. Das als Sammlermetall eingesetzte Blei oder Eisen nimmt die Edelmetalle auf, das keramische Trägermaterial fällt als schmelzflüssige Schlacke an. Anschließend wird die metallische Phase zur weiteren Gewinnung der Edelmetalle einem sogenannten Treibprozeß unterzogen. Weitere chemische Prozesse liefern dann die einzelnen Edelmetalle — im vorliegenden Fall Platin und Rhodium — in hochreiner Form.

Das zukünftig wichtigste Verfahren zur Aufarbeitung verbrauchter Autoabgaskatalysatoren wird voraussichtlich die Hochtemperaturschmelze im Lichtbogenofen bzw. im Plasmaofen sein (RENNER, 1987). Hier wird der oxidische Träger ohne oder mit schmelzpunkterniedrigenden Zuschlägen geschmolzen. Durch Zugabe von Eisen oder auch Kupfer wird eine metallische Schmelze gebildet, die die Platingruppenmetalle (PGM) aufnimmt. Die erreichbaren PGM-Konzentrationen liegen bei 20%. Die Aufarbeitung der Legierung erfolgt weitgehend konventionell. Das Trägermaterial bildet den größten Teil der abzuziehenden Schlacke.

632. Die bei den schmelzmetallurgischen Prozessen entstehende Schlacke ist im Regelfall weitestgehend edelmetallfrei, besitzt jedoch geringe Restgehalte an Blei und Kupfer (RENNER, 1987), die bei einer Verwertung oder Deponierung zu berücksichtigen sind. Für eine Einschränkung der Verwertungsmöglichkeiten dieser Schlacke im Vergleich zu anderen Nichteisenmetall-Schlacken liegen keine Anhaltspunkte vor.

Mengenmäßig liefern die Schlackenrückstände aus der Aufarbeitung verbrauchter Autoabgaskatalysatoren keinen nennenswerten Anteil am Gesamt-Abfall- bzw. -Reststoffaufkommen. Auch bei der später zu erwartenden vollständigen Ausrüstung aller Personenkraftwagen mit Dreiweg-Katalysatoren ergeben sich bei Anwendung der genannten Aufbereitungsverfahren und der heute abzusehenden Zahl des Kraftfahrzeug-Bestandes und der Fahrzeug- bzw. Katalysatorlebensdauer höchstens etwa 10 000 t Schlakken pro Jahr.

3.2.8 Altreifen

633. Altreifen können grundsätzlich unter den Abfallbegriff des Abfallgesetzes fallen, sie stellen aber ebenso einen wertvollen Reststoff dar, der der Wiederverwendung (Runderneuerung) oder Weiterverwendung (z. B. Altreifenregenerat) zugeführt werden kann; wegen des hohen, der Steinkohle entsprechenden Heizwertes kommen Altreifen auch für eine thermische Verwertung in Betracht.

634. Daß die Verwertung deutlich überwiegt, zeigt bereits die Abfallstatistik. So weist die Statistik für die öffentliche Abfallentsorgung im Jahre 1987 (Statistisches Bundesamt, 1990a) aus, daß nur ca. 186 000 Stück Altreifen — entsprechend ca. 3 300 t — an Deponien der öffentlichen Abfallentsorgung gegangen sind. Bei den Abfallverbrennungsanlagen der öffentlichen Abfallentsorgung sind ca. 9 400 Stück — entsprechend ca. 170 t — abgeliefert worden. Auf der anderen Seite wird in der Statistik über die Abfallentsorgung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern für 1987 (Statistisches Bundesamt, 1990b) angegeben, daß im Jahre 1987 ca. 129 000 t Altreifen innerhalb dieser Wirtschaftsbereiche als Abfälle angefallen sind. Davon sind ca. 2 000 t zu außerbetrieblichen Entsorgungsanlagen abgefahren worden, 136 t sind auf betriebseigenen Deponien abgelagert und ca. 68 000 t sind in betriebseigenen Verbrennungsanlagen eingesetzt worden; ca. 59 000 t Altreifen sind an weiterverarbeitende Betriebe zur Verwertung abgegeben worden. Bei einem geschätzten Altreifenaufkommen von etwa 400 000 t/a werden also zwischen 250 000 und 300 000 t Altreifen nicht als Abfall deklariert; diese Altreifen werden als Wirtschaftsgut angesehen und infolgedessen abfallstatistisch nicht erfaßt.

635. Abbildung 3.2.10 zeigt Schätzungen des Altreifenaufkommens und -verbleibs zwischen 1975 und 1988; es ergeben sich insbesondere erhebliche Unterschiede hinsichtlich des Altreifenverbleibs (BSM, 1989).

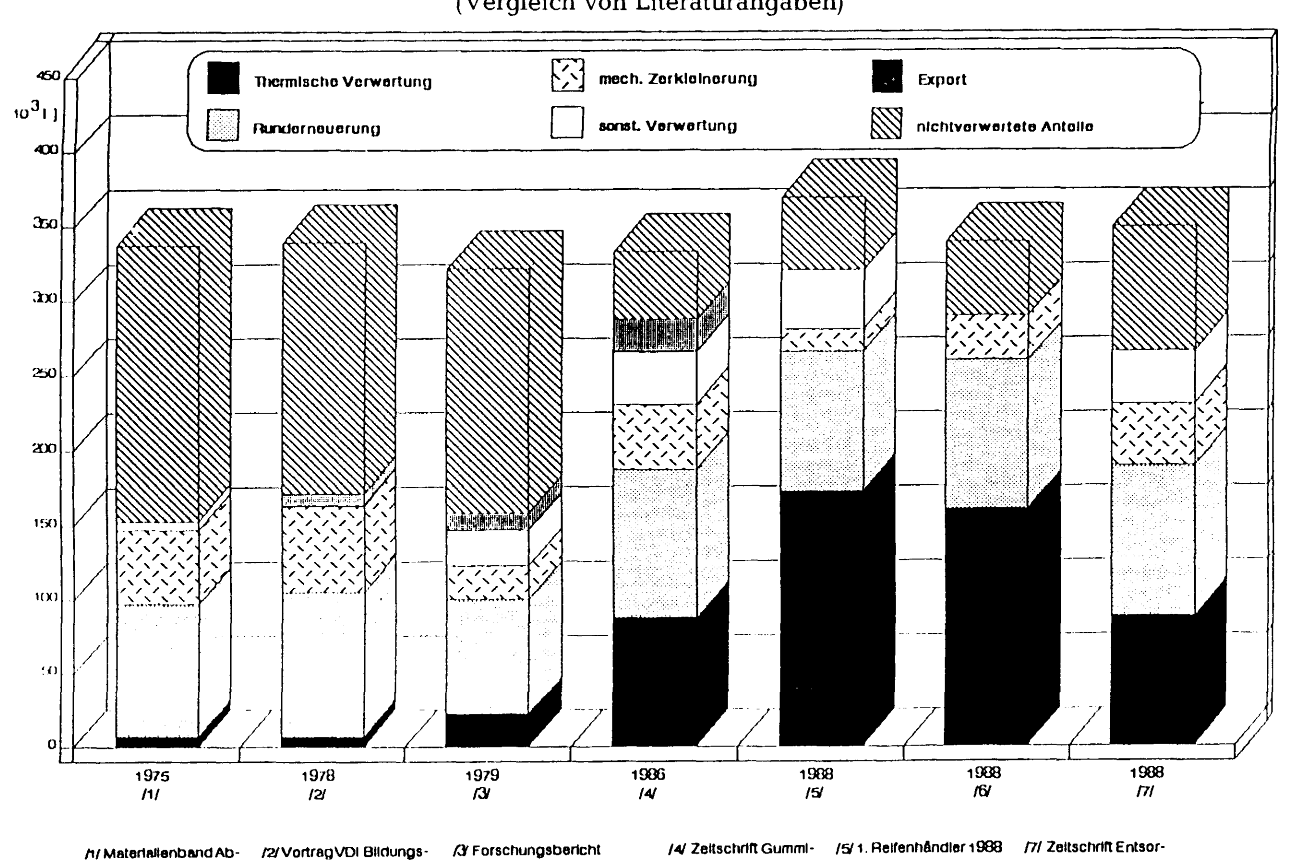
636. Der Rat greift zur Schätzung des Altreifenaufkommens und -verbleibs auf einen Forschungsbericht vom Juli 1989 (BSM, 1989) zurück, der nach Auffassung des Rates auf bestverfügbaren Daten basiert.

Die Berechnung des inländischen Altreifenaufkommens erfolgt auf zwei verschiedenen Wegen, nämlich nach

- der Berechnung des Altreifenaufkommens aus dem Reifenverbrauch und
- der Berechnung des Altreifenaufkommens aus dem Ersatzbedarf und der Kfz-Verschrottung.

Abbildung 3.2.10

Altreifenaufkommen und -verbleib im Zeitraum 1975 bis 1988
(Vergleich von Literaturangaben)



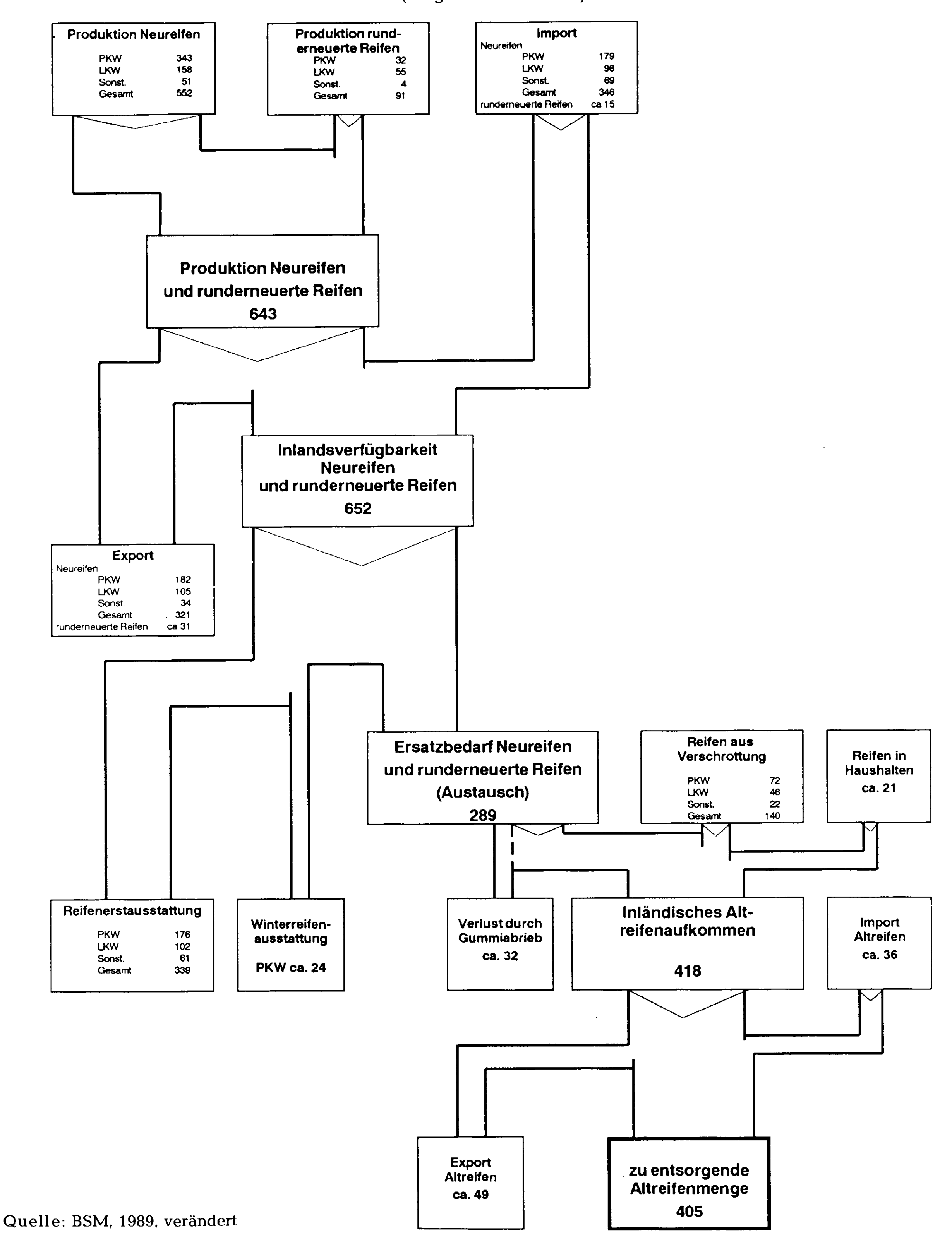
/1/ Materialienband Abfallwirtschaftsprogramm (Daten aus 1975)
/2/ Vortrag VDI Bildungswerk 1988 (Daten aus 1978)
/3/ Forschungsbericht Nr. 79-103-01 332 (1979)
/4/ Zeitschrift Gummibereifung 10/86
/5/ 1. Reifenhändler 1988
/6/ 2. Reifenhändler 1988
/7/ Zeitschrift Entsorgungspraxis 12/88

Quelle: BSM, 1989

Abbildung 3.2.11

Schematische Darstellung der Berechnung des inländischen Altreifenaufkommens und der zu entsorgenden Altreifenmenge in der Bundesrepublik Deutschland 1987

(Angaben in 1 000 t)



Quelle: BSM, 1989, verändert

Bei der Berechnung des Altreifenaufkommens aus dem Reifenverbrauch werden unterschiedliche durchschnittliche Reifenlaufleistungen zugrundegelegt; daraus ergibt sich ein jährlicher Altreifenanfall zwischen 367 000 und 455 000 t.

Die Berechnung des Altreifenaufkommens aus dem Ersatzbedarf und der Kfz-Verschrottung ist in Abbildung 3.2.11 dargestellt. Diese Berechnung führt je nach Ausführlichkeit zu einem Altreifenaufkommen von 405 000 t bzw. 418 000 t pro Jahr. Mit 418 000 t wird die mittlere Variante der ersten Rechenmethode gewählt. Dieses Altreifenaufkommen entfällt zu 60 % auf Personenkraftwagen, zu 30 % auf Lastkraftwagen und zu 10 % auf andere Fahrzeuge.

Die im Inland für eine Verwertung zur Verfügung stehende bzw. zu entsorgende Altreifenmenge von 405 000 t (Abb. 3.2.11) für das Jahr 1987 ergibt sich aus dem inländischen Altreifenaufkommen unter Berücksichtigung der Altreifenex- und -importe.

637. Zur Ermittlung des Altreifenverbleibs wurde eine Umfrage bei Marktbeteiligten, wie

— Reifenproduzenten,

— Runderneuerern,

— Betreibern von Altreifenverbrennungsanlagen,

— Betreibern von Altreifenzerkleinerungsanlagen und von Anlagen zur Verwertung der zerkleinerten Altreifen sowie

— Betreibern von Autoshredderanlagen,

durchgeführt. Die Recherchen führten zu dem in Tabelle 3.2.25 dargestellten Ergebnis über den Verbleib der ermittelten ca. 405 000 t Altreifen in der Bundesrepublik im Jahr 1987. Der Altreifenexport von 49 000 t ist in dieser Tabelle nicht mehr berücksichtigt, weil er bereits bei der Ermittlung der zu entsorgenden Altreifenmenge abgezogen worden ist (Abb. 3.2.11).

Tabelle 3.2.25

Verbleib der in der Bundesrepublik Deutschland 1987 zu entsorgenden Altreifenmenge

Altreifenverbleib	Menge in 1000 t
Thermische Verwertung	**170**
— Zementherstellung	157
— Runderneuerungsgroßbetriebe (Erzeugung von Elektrizität und Prozeßenergie)	13
Stoffliche Verwertung	**100**
— Runderneuerung	90
— Mechanische Zerkleinerung (Granulat, Gummimehl)	10
Anderweitig verwendete Altreifen (Siloabdeckung, Fender, Kinderspielplätze usw.)	**15**
Nicht verwendete Altreifen	**60**
— Anlieferung von Altreifen an öffentlichen Deponien bzw. Abfallverbrennungsanlagen sowie Ablagerung auf unternehmenseigenen Deponien laut Abfallstatistik	10
— Altreifen im Shredderrückstand	50
Unbekannter Verbleib von Altreifen (Vorratshaltung, Fehlmenge)	**60**
Gesamt	**405**

Quelle: BSM, 1989, verändert

638. Das Ergebnis der BSM-Recherche über den Verbleib der Altreifen bestätigt den hohen Verwertungsanteil, dessen Schwerpunkt beim Einsatz von Altreifen als Brennstoff in der Zementindustrie liegt. Die vergangenen Jahre haben allerdings gezeigt, daß die von der Zementindustrie abgenommene Altreifenmenge nicht konstant ist; so wurden z. B. für 1984 etwa 135 000 t, für 1986 aber nur 100 000 t Altreifen zugeordnet. Die Schwankungen hängen sowohl mit technischen Parametern, wie z. B. Auslastung der Produktionseinheiten, immissionsschutzrechtliche Zulässigkeit oder Produktqualität, als auch mit marktwirtschaftlichen Bedingungen, insbesondere mit dem Preisgefüge der für den Einsatz überhaupt in Frage kommenden Brennstoffe, zusammen. Im wesentlichen entscheidet der Einsatz von Altreifen in der Zementindustrie darüber, ob ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Aufkommen und Verwertung bzw. Entsorgung besteht oder ob es zu einem Überhang an Altreifen kommt, der den Ruf nach staatlichen Interventionen (z. B. Einrichtung von Spezialverbrennungsanlagen) nach sich ziehen könnte. In jedem Fall wäre der Altreifeneinsatz als Brennstoff in der Zementindustrie einer Notwendigkeit vorzuziehen, Spezialverbrennungsanlagen für Altreifenüberschuß erstellen zu müssen. Der stofflichen Verwertung dürften nämlich im Bereich der Runderneuerung Grenzen gesetzt sein. Eine verstärkte Verwertung im Bereich der mechanischen Zerkleinerung von Altreifen mit der Herstellung und Nutzung von Gummigranulat und Gummimehl zeichnet sich ebenfalls nicht ab. Im Bereich der „anderweitig verwendeten Altreifen" ist eine Sättigungstendenz zu erkennen, so daß auch hier nicht mit einer erhöhten Abnahme von Altreifen gerechnet werden kann. Auch im Bereich des Exports von Altreifen und von runderneuerten Reifen kann für die Zukunft nicht davon ausgegangen werden, daß auf diesem Wege eine entscheidende Entlastung des Altreifenmarktes erfolgt.

Da in der Zukunft noch mit einer leichten Steigerung des Altreifenaufkommens zu rechnen ist, wird sich das Verwertungsproblem auch von dieser Seite her nicht entschärfen. Der Rat empfiehlt daher, auf der Basis der BSM-Untersuchung die Beobachtung des Altreifenmarktes kontinuierlich fortzusetzen, um frühzeitig staatliche Eingriffsnotwendigkeiten erkennen zu können.

3.2.9 Abgänge aus der Nutztierhaltung

639. Bereits in seinem Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft" hat sich der Rat mit den Auswirkungen der Abgänge aus der konzentrierten Tierhaltung auf Boden und Wasser auseinandergesetzt (SRU, 1985, Abschn. 3.5.2 und 4.2.5.3). Hinsichtlich der Einordnung dieser Probleme in die gesamte Umweltproblematik der Landwirtschaft kann daher auf dieses Sondergutachten verwiesen werden.

Von den 50er Jahren bis in die Mitte der 80er Jahre ist in der Bundesrepublik Deutschland der Viehbestand in den landwirtschaftlichen Betrieben erheblich gestiegen, und zwar bei Rindvieh um ca. 35 %, bei Schweinen um ca. 65 % und bei Hühnern um ca. 30 %. Die agrarpolitischen Maßnahmen der letzten Jahre, die auf eine Eindämmung der agrarischen Überschußproduktion abzielen, haben einen leichten Rückgang des Nutzviehbestandes bewirkt (Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1988). Mit den wachsenden Viehbeständen haben viele Betriebe, vor allem aus arbeitswirtschaftlichen Gründen, vom Festmistverfahren auf das Flüssigmistverfahren umgestellt. Flüssigmist wird als Gülle bezeichnet und ist eine Aufschwemmung von Tierkot in dem zur Entmistung und Säuberung der Ställe eingesetzten Wasser, die zugleich den Urin sowie Futterreste und — soweit verwendet — Teile von Einstreu enthält und somit ein pumpfähiges Gemenge darstellt. Festmist enthält dagegen neben Kot und gebundenem Harn die gesamte Einstreu und Futterreste; er ist nicht pumpfähig. Die sich im Stall vom Festmist oder auf dem Dungstapel absetzende Flüssigkeit wird zusammen mit dem nichtgebundenen Harn als Jauche bezeichnet. Bei den Abgängen aus der Tierhaltung, die durch die genannten Begriffe Jauche, Gülle und Fest- oder Stallmist gekennzeichnet sind, handelt es sich aus der Sicht der Pflanzenernährung um einen natürlichen organischen Dünger.

640. Die Abgänge aus der Tierhaltung in Form von Jauche, Gülle und Stallmist stellen jedoch dort ein Aufarbeitungs- und Verteilungsproblem dar, wo zur Verwertung als Dünger und zur belastungsfreien Umsetzung der Nährstoffe die erforderliche Nutzfläche in ausreichendem Umfang fehlt, wie insbesondere bei Massentierhaltungen. Die Gesamtmasse tierischer Exkremente ist mit ca. 200 Mio. t/Jahr seit Jahren relativ stabil. Tabelle 3.2.26 zeigt für das Jahr 1987 den Nutztierbestand in der Bundesrepublik sowie die entsprechenden Mengen tierischer Exkremente. Die Datenbasis wird ab 1991 durch agrarstatistische Daten verbreitert werden. Nach §§ 28 und 29 des Agrarstatistikgesetzes vom 15. März 1989 (BGBl. I, S. 469) werden alle vier Jahre, beginnend 1991, Merkmale über den Anfall und die Ausbringung tierischer Exkremente erhoben, wobei als Erhebungsmerkmale gelten: die Art des Mistanfalls, bei Gülle die Lagerkapazität, die Lagerdauer, das Ausbringen von Gülle auf selbstbewirtschaftete oder außerbetriebliche Flächen sowie die Übernahme und Ausbringung von Gülle aus anderen Betrieben.

641. Mangelnder Verbund zwischen Tierhaltung und landwirtschaftlichen Nutzflächen hat dazu geführt, daß Flächen überdüngt wurden, nur um sich der

Tabelle 3.2.26

Nutztierbestand und Anfall tierischer Exkremente in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1987

Tierart	Viehbestand in 1 000 GV *)	täglich anfallende Exkremente in % vom Lebendgewicht	Exkremente insgesamt in 1 000 t/a
Pferde	344,0	*8*	5 022
Rindvieh	10 162,4	*9*	166 917
Schafe	124,2	*7*	1 587
Schweine	2 667,6	*6*	29 210
Geflügel	305,1	*10*	5 568
Gesamt	13 603,3	—	208 304

*) GV = Großvieheinheit = 500 kg Lebendgewicht

Quelle: SRU, nach ATV-Merkblatt M 754 mit aktuellen Daten des Statistischen Bundesamtes

Überschußmengen von Tierexkrementen zu entledigen. Dadurch ist es in einigen Gebieten, besonders auf leichten Böden, zur nachteiligen Beeinflussung von Grundwasser gekommen, indem der Nitratgehalt des Grundwassers über den für Trinkwasser zulässigen Grenzwert angestiegen ist. Diese Problematik ist bereits im Gutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft" (SRU, 1985, Abschn. 4.3.2.3) ausführlich dargestellt.

Die Nachteile lassen sich weitgehend durch einen gezielten Gülleeinsatz vermeiden (VETTER und STEFFENS, 1987). Über derartige Maßnahmen hinaus, die teilweise auch schon Gegenstand von Gülleverordnungen sind (Bremen, 1989; Niedersachsen, 1990; Nordrhein-Westfalen, 1984; Schleswig-Holstein, 1989), erscheint es nunmehr dringend notwendig, die grundsätzliche Lösung des Aufarbeitungs- und Verteilungsproblems überschüssiger Gülle in Angriff zu nehmen. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß zu den Stickstoffüberschüssen, die regional den Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser verursacht haben und weiterhin bedingen, auch noch weitere Faktoren beitragen. Die eiweißhaltigen Futtermittel stammen nämlich zu einem erheblichen Teil nicht aus dem landwirtschaftlichen Umfeld der Intensivtierhaltung, sondern sie werden aus größerer Entfernung herangeführt, besonders auch aus dem Ausland importiert.

Angesichts dieser Situation muß nach Problemlösungen gesucht werden, Stickstoffüberschüsse aus stickstoffüberlasteten Gebieten zu entfernen. Zu diesem Zweck hat man in den Niederlanden ein „Mistbank-System" eingerichtet: Gülle und Mist werden per Bahn aus überlasteten Gebieten mit hoher Nutztierbestandsdichte in Regionen ohne Gülleüberschuß transportiert, wo man auf diese Weise weitgehend auf den Einsatz stickstoffhaltiger Mineraldünger in den Pflanzenkulturen verzichten kann. Es bieten sich jedoch auch Aufarbeitungsverfahren an, die die Lösung des Verteilungsproblems erleichtern. So ist zum Beispiel — ebenfalls in den Niederlanden — 1989 die

erste Ausbaustufe einer sogenannten Biofermentationsanlage für 100 000 t Gülle pro Jahr in Betrieb gegangen, die Biogas erzeugt und zu Pellets verpreßten organischen Dünger liefert. In der Bundesrepublik hat der Bundesminister für Forschung und Technologie Mitte 1989 die Entwicklung leistungsfähiger Verfahren und Methoden zur Güllebehandlung und -verwertung öffentlich ausgeschrieben; im Rahmen dieser Ausschreibung sollen bis zu fünf prototypische Projekte gefördert werden. Im Rahmen des deutschen Beitrages zum UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre" (MAB) wird das durch Gülleprobleme besonders belastete Intensivtierhaltungsgebiet Südoldenburg mit dem Ziel untersucht, ein umfassendes ökologischökonomisches Agrarökosystem-Modell zu entwickeln (LIETH, 1987; WITTE und LIETH, 1990).

Der Rat bekräftigt seine im Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft" zum Ausdruck gebrachte Auffassung, wonach sich der Eintrag von Wirtschaftsdünger künftig nicht mehr am üblichen Maß der landwirtschaftlichen Düngung, sondern an der ökologischen Verträglichkeit der Düngung orientieren sollte (SRU, 1985, Tz. 1196, 1263 ff.).

3.2.10 Schlachtabfälle und Tierkörper

642. Schlachtabfälle und Tierkörper empfehlen sich deshalb für eine gemeinsame abfallwirtschaftliche Betrachtung, weil sie weitgehend in eine gemeinsame Entsorgungsschiene zusammenlaufen. Im Bereich der Landwirtschaft und der Tierhaltung werden Tiere gezogen, die zur menschlichen Ernährung beitragen. Neben den gesondert behandelten Abgängen aus der Nutztierhaltung (Abschn. 3.2.9) fallen in diesem Bereich Abfälle oder Reststoffe an, die sich im wesentlichen in zwei Gruppen einteilen lassen:

- für die menschliche Ernährung nicht nutzbare Tierkörper (Kadaver), Tierkörperteile und tierische Erzeugnisse sowie
- Schlacht- und Verarbeitungsabfälle.

Die erstgenannte Gruppe, die mit Hinweis auf das Tierkörperbeseitigungsgesetz, das Tierseuchengesetz und das Fleischhygienegesetz ausdrücklich vom Abfallgesetz ausgenommen ist, unterliegt mit den genannten Gesetzen strengen und weitgehenden Regelungen zur Entsorgung von Tierkörpern, Tierkörperteilen und Erzeugnissen, wobei die Entsorgung das Abliefern, Abholen, Sammeln, Befördern, Lagern, Vergraben, Verbrennen, Behandeln und Verwerten umfaßt. Diese primär zur Gefahrenabwehr getroffenen Regelungen dienen jedoch auch einer fast vollständigen Verwertung der angefallenen Abfälle bzw. Reststoffe. Zu der zweiten Gruppe gehören alle beim Schlachten und der Weiterverarbeitung der Schlachtprodukte anfallenden Abfälle bzw. Reststoffe, wie insbesondere Magen- und Darminhalte, Knochenabfälle, Hautreste, Blut, Borsten- und Hornabfälle, Federn und Fischabfälle (VDI-Richtlinie 2596, Entwurf vom November 1988, Emissionsminderung — Schlachthöfe). Zu den entsprechenden Verwertungsbetrieben gehören insbesondere (Anhang der 4. BImSchV, Nr. 7):

- Tierkörperbeseitigungsanlagen,
- Anlagen zum Schmelzen von tierischen Fetten,
- Anlagen zur Herstellung von Gelatine, Hautleim, Lederleim oder Knochenleim,
- Anlagen zur Herstellung von Futter- und Düngemitteln oder technischen Fetten aus den Schlachtnebenprodukten Knochen, Tierhaare, Hörner, Klauen oder Blut,
- Anlagen zum Aufarbeiten von Tierhaaren,
- Anlagen zum Reinigen oder zum Entschleimen von tierischen Därmen oder Mägen,
- Anlagen zur Zubereitung oder Verarbeitung von Kälbermägen oder zur Labgewinnung,
- Anlagen zum Trocknen, Einsalzen oder Enthaaren ungegerbter Tierhäute oder Tierfelle,
- Gerbereien sowie
- Anlagen zur Herstellung von Fischmehl oder Fischöl.

643. Einen mengenmäßigen Überblick über das Abfallaufkommen in den beiden beschriebenen Gruppen und über die zugehörige Verwertung und Beseitigung zu geben, ist schwierig, weil die Abfallstatistik den Anfall von Tierkörpern und Schlachtabfällen in der Landwirtschaft nicht erfaßt; das gleiche gilt für Konfiskate und Schlachtabfälle aus kommunalen Schlachthöfen. Die Statistik über die Abfallentsorgung im Produzierenden Gewerbe 1987 (Statistisches Bundesamt, 1990 b) gibt nur Auskunft über das Abfallaufkommen und die Abfallentsorgung in Schlachthäusern (ohne kommunale Schlachthöfe), in der Fleischwarenindustrie und in Fleischereien sowie in der Fischverarbeitung.

Man kann davon ausgehen, daß in der Bundesrepublik jährlich etwa 2,5 Mio. t Schlachtnebenprodukte und Tierkörper anfallen. Davon werden ca. 1,5 Mio. t allein in der Fleischmehlindustrie verarbeitet, zu der im Jahre 1986 46 Tierkörperbeseitigungsanstalten und etwa 40 Spezialbetriebe gehörten (LURCH, 1986); von den 1,5 Mio. t entfallen mehr als 90% auf

Tabelle 3.2.27

Verwertungsprodukte in der Fleischmehlindustrie nach Art und Menge in den Jahren 1986 und 1988

Produkt	Produktionsmenge (t)	
	1986	1988
Tiermehl	210 000	257 000
Fleischknochenmehl	180 000	210 000
Tierfett	150 000	210 000
Blutmehl	13 000	15 000
Federmehl	12 000	9 000
Insgesamt	565 000	701 000

Quelle: LUCH, 1986 und 1990, pers. Mitt.

Schlachtnebenprodukte, die Menge der Tierkörper liegt bei ca. 125 000 t/a.

644. In den Unternehmen der Fleischmehlindustrie werden aus den jährlich verarbeiteten ca. 1,5 Mio. t Schlachtnebenprodukten und Tierkörpern (Rohware) bei einer Verwertungsquote von 95—97 % verkaufsfähige Produkte hergestellt, die für die Jahre 1986 und 1988 in Tabelle 3.2.27 dargestellt sind.

In anderen Verwertungsbetrieben wird der größte Teil der restlichen 1 Mio. t Schlachtnebenprodukte verwertet, so z. B. in Unternehmen der Heimtiernahrungsindustrie, für die Gelatineherstellung, in der Leimindustrie und zur Herstellung von organischem Dünger.

645. Der Abfallstatistik (Statistisches Bundesamt, 1990b) kann man entnehmen, daß etwa 10 % der in Schlachthöfen (ohne kommunale Schlachthöfe) sowie in der Fleischwarenindustrie und in Fleischereien anfallenden Schlachtabfälle der Abfallbeseitigung zugeführt werden; ca. 90 % werden zur Verwertung abgegeben. Ein nicht näher quantifizierbarer Anteil von Schlachtnebenprodukten wird noch mit dem Abwasser abgeleitet, insbesondere Darm- und Panseninhalte sowie Blut. In diesem Bereich müssen noch Verbesserungen angestrebt werden.

3.3 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Abfallstatistik

646. Umweltrelevante Planungen und Entscheidungen im abfallwirtschaftlichen Bereich müssen sich auf aktuelle und zuverlässige Datengrundlagen stützen. ies setzt voraus, daß regelmäßig und in angemessenen Zeitintervallen Daten über das Aufkommen und den Verbleib aller Abfall- und Reststoffe möglichst detailliert erfaßt und statistisch aufbereitet werden. Dabei ist zu differenzieren nach der Herkunft der Stoffe, nach der Abfall- und Reststoffart sowie nach der Art der Verwertung oder Beseitigung. Die verfügbare Datenbasis ist insgesamt sehr unterschiedlich und weist erhebliche Lücken auf, die nur mit Schätzungen oder zum Teil überhaupt nicht geschlossen werden können. Der Rat begrüßt daher nachdrücklich die Absicht der Bundesregierung, im Rahmen einer Neufassung des Umweltstatistikgesetzes die Datenlage auf dem Sektor der Abfallwirtschaft zu verbessern und auch Daten aus dem Verwaltungsvollzug in die statistische Erfassung einzubeziehen.

Abfallaufkommen in der Bundesrepublik Deutschland 1980 bis 1987

647. Nach der Abfallbilanz des Statistischen Bundesamtes hat das Abfallaufkommen, das die zu entsorgenden Abfälle aus den Bereichen

- Produzierendes Gewerbe (a),
- Krankenhäuser (b),
- öffentliche Hand (Straßenreinigung, Kläranlagen) (c),
- private Haushalte, Kleingewerbe, Dienstleistungen (d).

beinhaltet, in den Jahren

- 1980 265 Mio. t,
- 1982 249 Mio. t,
- 1984 256 Mio. t,
- 1987 243 Mio. t

betragen. Die Gesamtabfallmenge der 80er Jahre bewegt sich mit leichten Schwankungen um einen Wert von 250 Mio. t pro Jahr. Die Tendenz 1984 zu 1987 ist leicht fallend. Der dominierende Anteil der Abfälle entfällt mit ca. 90 % auf das Produzierende Gewerbe.

a) Für den Bereich des Produzierenden Gewerbes (Wirtschaftsbereiche Energiewirtschaft, Wasserversorgung, Bergbau, Verarbeitendes Gewerbe, Baugewerbe) liegt für den angegebenen Zeitraum eine Gegenüberstellung des Brutto-Abfallaufkommens zum Netto-Abfallaufkommen vor. Das Bruttoaufkommen beinhaltet die zu entsorgenden Abfälle sowie die zur Verwertung an Dritte abgegebenen Abfälle, während das Nettoaufkommen nur die zu entsorgenden Abfälle angibt.

   Das Bruttoaufkommen hat in den Erhebungsjahren 1980, 1982, 1984 und 1987 bei 280—295 Mio. t gelegen, das Nettoaufkommen in den drei ersten Erhebungsjahren bei ca. 80 %, im Jahr 1987 bei ca. 76 % dieser Menge. Hier wirkt sich aus, daß seit 1987 ein erkennbarer Trend zur Abgabe von Reststoffen zur Verwertung an Dritte eingesetzt hat. Angaben über die innerbetriebliche Verwertung

von Reststoffen können nicht gemacht werden, da diese durch die Abfallstatistik nicht erfaßt wird.

Bei den Abfällen des Produzierenden Gewerbes machen die Massenabfälle „Bauschutt und Bodenaushub" um die 50% und „Bergematerial" um die 30%, insgesamt also um die 80% der zu entsorgenden Abfälle (Nettoaufkommen) aus.

Die eigentlichen produktionsspezifischen Abfälle — einschließlich der Sonderabfälle — aus dem Produzierenden Gewerbe liegen im Bruttoaufkommen zwischen 59 und 78 Mio. t/a, im Nettoaufkommen zwischen 27 und 34 Mio. t/a. Die zu entsorgenden produktionsspezifischen Abfälle sind in den 80er Jahren leicht angestiegen; entsprechend ist aber auch die zur Verwertung an Dritte abgegebene (Reststoff-)Menge gestiegen, nämlich von 29,5 Mio. t (1980) auf 44,1 Mio. t (1987).

b) Im Abfallbereich „Krankenhäuser" fallen jährlich zwischen 800 000 und 1 Mio. t Abfälle an, davon allein ca. 70% hausmüllähnliche Abfälle. Der Anteil an krankenhausspezifischen Sonderabfällen (infektiöse Abfälle, Körperteile und Organabfälle) ist mit ca. 20 000 t/a gering.

c) Der Bereich „Öffentliche Hand" wird repräsentiert durch die Abfälle aus der Straßenreinigung (1—1,3 Mio. t/a) und Klärschlämme aus Kläranlagen (1,6—1,75 Mio. t TS/a).

d) Im Bereich „Private Haushalte, Kleingewerbe, Dienstleistungen" werden im wesentlichen Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle erzeugt, und zwar in einer Menge von etwa 20 Mio. t/a.

Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle

648. Von den etwa 250 Mio. t zu entsorgenden Abfällen, die in der Bundesrepublik Deutschland pro Jahr anfallen, umfaßt der Hausmüllbereich (Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll, Straßenkehricht, Marktabfälle) ca. 30 Mio. t/a. Im einzelnen weist die Abfallstatistik für die Jahre 1977 bis 1987 folgende Mengen aus:

— 1977 29,0 Mio. t

— 1980 31,7 Mio. t

— 1982 28,8 Mio. t

— 1984 29,6 Mio. t

— 1987 31,3 Mio. t.

Das „Hausmüll"aufkommen in der Bundesrepublik bewegt sich also im Zeitraum 1977 bis 1987 mit geringen Schwankungen um die 30 Mio. t/a.

649. Die Hausmüllentsorgung in der Bundesrepublik ist durch die öffentliche Müllabfuhr praktisch vollständig gesichert. An Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Sperrmüll sind von der öffentlichen Müllabfuhr 1984 ca. 22 Mio. t, entsprechend 137,5 Mio. m^3, 1987 ca. 22,9 Mio. t, entsprechend 148,2 Mio. m^3, eingesammelt worden. Dies bedeutet eine Zunahme der Menge um 4%, aber des Volumens um 8%.

650. Im Jahre 1987 erfolgte die Entsorgung der an Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung insgesamt angelieferten „Hausmüll"menge von ca. 31,3 Mio. t zu

— 70,7% auf Deponien (1984: 73,3%),

— 25,4% in Abfallverbrennungsanlagen (1984: 24,3%),

— 2,0% in Kompostierungsanlagen (1984: 1,8%) und

— 1,9% in sonstigen Anlagen (1984: 0,6%).

651. Angaben über die Zusammensetzung des aus Privathaushalten durch die Müllabfuhr abgefahrenen Hausmülls — ohne Sperrmüll — liegen aus einer für 1985 durchgeführten bundesweiten Hausmüllanalyse vor. Danach sind 1985 in der Bundesrepublik hochgerechnet insgesamt 14 Mio. t Hausmüll aus Privathaushalten durch die öffentliche Müllabfuhr eingesammelt worden; darin waren etwa 0,4% — entsprechend einer Absolutmenge von etwa 60 000 t — Problemabfälle enthalten. Obwohl zu erwarten ist, daß die Menge der Problemstoffe im Hausmüll wegen getrennter Sammlung in Zukunft zurückgeht, wird es nicht möglich sein, ihn von anorganischen und organischen Schadstoffen völlig freizuhalten.

652. Unter ungünstigen Voraussetzungen ist mit einer Steigerung der aus Privathaushalten durch die Müllabfuhr abgefahrenen Hausmüllmenge — ohne Sperrmüll — im Jahr 2000 um 10% zu rechnen; bei günstigen Voraussetzungen kann die Menge von 1985 (14 Mio. t) gehalten werden.

Abfälle aus dem Produzierenden Gewerbe

653. Auf das Produzierende Gewerbe entfallen nach der Abfallbilanz für 1987 219 Mio. t zu entsorgende Abfälle (1984: 233 Mio. t). Davon sind

— 108 Mio. t Bodenaushub, Bauschutt und Straßenaufbruch (1984: 116 Mio. t) sowie

— 69,9 Mio. t Bergematerial aus dem Bergbau (1984: 76 Mio. t).

Von den verbleibenden rund 41 Mio. t sind ca. 5,6 Mio. t hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, so daß als eigentliche produktionsspezifische Abfälle ca. 35 Mio. t (wie 1984) zur Entsorgung verbleiben. Je nach Begriffsdefinition sind davon 1984 ca. 2,5 bis 11,2 Mio. t auf Sonderabfälle entfallen; dieses Spektrum dürfte auch für 1987 zutreffen.

654. Nur für ca. 80% der Abfälle aus dem Produzierenden Gewerbe gibt die Abfallbilanz Auskunft über die Entsorgung. Die größten statistischen Differenzen ergeben sich für die Abfallbereiche „Bauschutt, Bodenaushub" und „Abfälle aus der Produktion". Während sich die Differenz im Bereich „Bauschutt, Bodenaushub" mit etwa 30 Mio. t Bodenaushub erklären läßt, die über nicht von der Abfallstatistik erfaßte Entsorgungswege, wie z. B. Auffüllen von Abgrabungen und Aufschütten von Lärmschutzwällen, gegangen sind, zeigt sich bei den Produktionsabfällen eine

Lücke von ca. 11 Mio. t, für die die Entsorgungswege abfallstatistisch nicht nachvollziehbar sind.

Angesichts der qualitativen und quantitativen Erfassungslücken bei der Entsorgung erscheint es notwendig, zukünftig die Voraussetzungen für einen vollständigen Nachweis der Entsorgungswege für die genannten Abfallbereiche durch die Abfallstatistik zu schaffen.

655. Mengenprobleme ergeben sich bei den Kategorien Bodenaushub und Bauschutt sowie Bergematerial. Hier müssen für die notwendige Deponierung bzw. Aufhaldung erhebliche Flächen in Anspruch genommen werden. Obwohl die Verwertungsquoten steigen, gelangt immer noch ein großer Anteil der als Bodenaushub, Bauschutt und Straßenaufbruch anfallenden Abfallmengen auf ca. 3 000 „Bauschutt"-Deponien. Wegen der Freiflächenerhaltung einerseits und zur Schonung der Rohstoffquellen andererseits ist auf eine zunehmende Verwertung von Bauschutt, Straßenaufbruch und Bodenaushub zu drängen.

Dies gilt auch für das Bergematerial aus dem Steinkohlenbergbau, da auf absehbare Zeit der Bergeversatz unter Tage maximal 10—15% des anfallenden Bergematerials betragen dürfte und daher weiterhin die Bergeaufhaldung den überragenden Anteil der Entsorgung im Bereich der Steinkohleförderung einnimmt. Ein verstärkter Einsatz von Bergematerial auf dem Bausektor und bei landschaftspflegerischen Maßnahmen ist anzustreben.

Sonderabfälle

656. Die Entsorgung der in der Bundesrepublik jährlich anfallenden Sonderabfallmenge in der Größenordnung von etwa 10 Mio. t stellt das dringlichste Problem im Rahmen eines abfallwirtschaftlichen Konzepts dar. Hier ist in zunehmendem Maße mit Engpässen im Bereich der Sonderabfallverbrennung sowie der chemisch-physikalischen und biologischen Sonderabfallbehandlungsanlagen (CPB-Anlagen) zu rechnen, wenn die Verbrennung und/oder CPB-Behandlung der Deponierung vorangehen soll, um die Inertisierung der zu deponierenden Rückstände zu gewährleisten. Die neuen Bestimmungen über Sonderabfälle („besonders überwachungsbedürftige Abfälle") — Abfallbestimmungs-Verordnung, ReststoffbestimmungsVerordnung, Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung, TA Abfall (Teil 1) — können bei stringentem Vollzug einen wesentlichen Beitrag dazu leisten, das Sonderabfallproblem unter Kontrolle zu bringen. Es bedarf aber noch des Erlasses der geplanten Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle (17. BImSchV) und der Vorschriften über Abfalldeponien (Ergänzung der TA Abfall).

Die krankenhausspezifischen Sonderabfälle sind mengenmäßig mit etwa 20 000 t/a von geringer Bedeutung. Der Trend zur zentralen Entsorgung ist positiv zu bewerten.

Baggergut

657. Abgesehen davon, daß in Zukunft die Baggergutmengen zurückgehen werden, ist auch zu erwarten, daß die mit Schadstoffen, insbesondere Schwermetallen und/oder organischen Verbindungen (Organohalogenverbindungen, polyzyklische Aromaten), unzulässig belastete und daher zu entsorgende Schlammenge (Feinfraktion) wegen der verschärften Schadstoffeinleitungsbedingungen abnehmen wird. Problematisch werden vor allem die Seehäfen bleiben, wo eine Deponierung nicht mehr möglich sein wird; langfristige Konzepte sind jedoch entwickelt.

Klärschlamm

658. Das vorliegende statistische Zahlenmaterial über Klärschlämme aus öffentlichen Kläranlagen einerseits und aus dem Produzierenden Gewerbe andererseits ist nicht miteinander vergleichbar und hinsichtlich der Genauigkeit und der Ermittlungsweise mit Vorbehalten zu betrachten. Eine Bewertung der verfügbaren Angaben läßt den Schluß zu, daß ca. 85 Mio. m^3 Klärschlamm pro Jahr (ca. 50 Mio. m^3/a aus kommunalen und ca. 35 Mio. m^3/a aus betrieblichen Kläranlagen) entsprechend etwa 4 Mio. t Trockensubstanz pro Jahr anfallen. Die Verwertung und Beseitigung ist nicht vollständig nachgewiesen.

Ein besserer Überblick über die tatsächlichen Gegebenheiten dieses Reststoff- bzw. Abfallbereichs läßt sich nur gewinnen, wenn die statistische Erfassung hinsichtlich Anfall, Verwertung und Beseitigung für den kommunalen und für den gewerblichen Bereich unter Verwendung festgelegter Ermittlungsverfahren vereinheitlicht wird. Für Klärschlämme aus industrieller Abwasserreinigung ist der Weg dahin mit den neuen Bestimmungen über Sonderabfälle bereitet; diese Klärschlämme sind zukünftig als Sonderabfall zu behandeln und unterliegen somit auch den Bestimmungen der Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung.

659. Hinsichtlich der kommunalen Klärschlämme ist zu erwarten, daß sich in den kommenden Jahren die anfallenden Klärschlammengen nur geringfügig erhöhen werden. Im Hinblick auf den Vorrang der Verwertung vor der Beseitigung sollte eine möglichst weitgehende Nutzung von kommunalen Klärschlämmen in der Landwirtschaft gewährleistet werden. Voraussetzung dafür ist eine Minimierung des Schadstoffeintrags in die Abwässer; vordringlich erscheint eine wirksamere Überwachung der Indirekteinleiter. Es wird vorgeschlagen, ein Konzept zur Klärschlammverwertung zu entwickeln. Unter Berücksichtigung der Grenzwerte einer novellierten Klärschlammverordnung sollte dieses Konzept im wesentlichen die Untersuchung und Kartierung der für eine Klärschlammaufbringung in Betracht kommenden landwirtschaftlichen und sonstigen Flächen sowie die Organisation der Klärschlammaufbringung auf der Basis von Klärschlammaufbringungsverträgen umfassen. Zur Absicherung des Risikos der Klärschlammabgeber, Entschädigungen für Schäden der Landwirtschaft

über die gesetzliche Haftung hinaus leisten zu müssen, ist ein Klärschlammfonds eingerichtet worden.

Altöl

660. Nach neueren Untersuchungen beträgt der Altölanfall in der Bundesrepublik Deutschland etwa 550 000 t/a (1986—1988), deren Verbleib zu mehr als 95 % geklärt werden kann. Die Belastung der Altöle mit PCB und sonstigen organischen Halogenverbindungen ist seit 1986 erheblich zurückgegangen, so daß die Aufarbeitung von Altölen wieder in geregelten Bahnen verlaufen kann. Die aufgearbeiteten Altölmengen liegen in der Größenordung von 50 % der angefallenen Altölmenge.

Der unkontrollierte Verbleib von größenordnungsmäßig 10 000 t Altöl pro Jahr bedeutet nicht zwangsläufig, daß eine umweltschädliche Beseitigung erfolgt ist, läßt jedoch eine verschärfte Überwachung notwendig erscheinen.

Autowracks

661. In der Bundesrepublik werden derzeit pro Jahr etwa 2 Mio. Kraftfahrzeuge endgültig stillgelegt, von denen mehr als 95 % über inländische Schrottbetriebe verwertet werden, während der Rest exportiert wird. Wegen der weiteren Zunahme des Kfz-Bestandes wird in Zukunft mit steigenden Stillegungszahlen gerechnet. Bei dem für Personenkraftwagen am häufigsten eingesetzten Verwertungsverfahren, dem Shreddern, fallen neben dem verwertbaren Eisen- und Nichteisenmetall-Anteil ca. 28 % derzeit nicht verwertbarer Shredderrückstand an, der als Abfall beseitigt werden muß (1988: ca. 540 000 t). Die Hauptentsorgungsart für den Shredderrückstand ist bisher die Ablagerung auf Siedlungsabfalldeponien, obwohl bei einem Einsatz als Sekundärbrennstoff in der Zementindustrie ein wesentlicher Anteil des Energiebedarfs der Drehrohröfen gedeckt werden könnte. Insbesondere aufgrund des Gehalts an Chlorverbindungen (ca. 2 %) ist dieser Einsatz jedoch wegen der hohen verfahrenstechnischen Anforderungen unwirtschaftlich. Im Hinblick auf eine Anreicherung organischer Schadstoffe im Shredderrückstand wird dieser zukünftig als Sonderabfall behandelt werden. Da dann eine Verbringung auf Siedlungsabfalldeponien in der Regel nicht mehr in Frage kommt, ist unter Kostengesichtspunkten die Möglichkeit einer thermischen Behandlung des Shredderrückstands erneut zu diskutieren.

662. Problematisch erscheint der zunehmende Einsatz neuer Materialarten wie kohle- und glasfaserverstärkte Kunststoffe und sonstige Verbundwerkstoffe im Automobilbau, insbesondere wegen der zu erwartenden Schwierigkeiten bei einer verwertungsgerechten Stofftrennung. Parallel zur technischen Produktentwicklung sollte auch die Entwicklung geeigneter Verwertungstechniken vorangetrieben werden.

663. Die in Zukunft notwendige Behandlung von Abgaskatalysatoren aus Kraftfahrzeugen dürfte weder quantitativ noch qualitativ zu Schwierigkeiten bei der Verwertung führen.

Altreifen

664. Von den ca. 400 000 t Altreifen, die jährlich in der Bundesrepublik zur Entsorgung anfallen, werden ca. 70 % thermisch, stofflich oder anderweitig verwertet; ca. 10 % fallen mit dem Shredderrückstand an und werden mit diesem derzeit abgelagert, während weitere ca. 15 % unbekannt verbleiben, zum Teil aber in gewerblicher und privater „Vorratshaltung" zu suchen sind. Nur etwa 10 000 t (2,5 %) werden von der Abfallstatistik als Abfall erfaßt. In den genannten 400 000 t Altreifen pro Jahr sind die Exporte (1987: 49 000 t) nicht enthalten.

665. Der Schwerpunkt der Altreifenverwertung liegt in der Zementindustrie, in der 100 000—150 000 t/a als Brennstoff eingesetzt werden. In der stofflichen Verwertung dominiert die Runderneuerung mit 90 000 t/a (1987). Im wesentlichen entscheidet der Einsatz von Altreifen in der Zementindustrie darüber, ob ein ausgeglichenes Aufkommen- zu Verwertungs- bzw. Entsorgungsverhältnis gegeben ist. In jedem Falle wäre der Einsatz in der Zementindustrie der Notwendigkeit vorzuziehen, Spezialverbrennungsanlagen für Altreifenüberschuß errichten zu müssen. Der stofflichen Verwertung scheinen nach den derzeitigen Erkenntnissen Grenzen gesetzt zu sein. Auch im Bereich des Exportes von Altreifen und von runderneuerten Reifen sind größere Steigerungstendenzen nicht erkennbar.

Eine kontinuierliche Beobachtung des Altreifenmarkts erscheint angezeigt, um frühzeitig staatliche Eingriffsnotwendigkeiten erkennen zu können.

Abgänge aus der Nutztierhaltung

666. Die in der Bundesrepublik mit einer Menge von ca. 200 Mio. t/a anfallenden Abgänge aus der Nutztierhaltung — Jauche, Gülle und Stallmist — stellen aus der Sicht der Pflanzenernährung einen natürlichen organischen Dünger dar. Sein verstärkter Einsatz in der Landwirtschaft hat jedoch in einigen Regionen zur Überdüngung mit nachteiliger Beeinflussung des Grundwassers durch erhöhten Nitratgehalt geführt. Es besteht ein Aufarbeitungs- und Verteilungsproblem, dessen Lösung zum Ziel haben muß, neben einer ordnungsgemäßen Düngung am Anfallort regionale Gülleüberschüsse unter Einsatz geeigneter Aufarbeitungsverfahren zu konzentrieren, aufzuarbeiten und bedarfsgerecht zu verteilen.

Der Rat bekräftigt seine im Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft" (SRU, 1985) zum Ausdruck gebrachte Auffassung, nach der sich der Eintrag von Wirtschaftsdünger künftig an der ökologischen Verträglichkeit der Düngung orientieren sollte. Gleichzeitig begrüßt er die Förderung von Verfahren zur Aufbereitung und Verteilung von Gülleüberschüssen.

Schlachtabfälle und Tierkörper

667. Abfälle und Reststoffe aus der Schlachtung werden nur zum Teil abfallstatistisch erfaßt, die unter das Tierkörperbeseitigungsgesetz fallenden Tierkörper überhaupt nicht. Man kann davon ausgehen, daß in der Bundesrepublik jährlich etwa 2,5 Mio. t Schlachtabfälle und Tierkörper anfallen. Davon werden offenbar mehr als 90% in Tierkörperbeseitigungsanstalten und Spezialverwertungsanlagen verwertet und zu verkaufsfähigen Produkten (z. B. Tiermehl, Tierfett, Heimtiernahrung, organischer Dünger) verarbeitet.

4 VERMEIDUNG UND VERWERTUNG VON ABFÄLLEN

4.1 Die Stellung der Vermeidung und Verwertung von Abfällen im Rahmen einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft

4.1.1 Unterschiedliche Ansätze in Produktion und Konsum

668. Vermeidung ist darauf gerichtet, die Entstehung von Abfällen zu verhindern oder zu vermindern. Vermindern und Vermeiden sind kategoriell vergleichbar, unterscheiden sich jedoch quantitativ. Damit knüpft der Rat an seine im Umweltgutachten 1978 (SRU, 1978, Tz. 592) getroffene Feststellung an, daß die Möglichkeiten der Verringerung des spezifischen Rückstands- und Abfallaufkommens als Elemente einer Vermeidungsstrategie zu bezeichnen sind. Die Aussage, daß eine Verminderung eine Vermeidung bedeutet, kann anhand eines einfachen Beispiels erläutert werden: Wenn durch ein neues technisches Verfahren die Rückstandsmenge eines Prozesses von 5 000 auf 2 000 Einheiten abgesenkt werden kann, dann wurden durch diese Verminderung der Rückstandsmenge 3 000 Einheiten vermieden. Eine absolute Vermeidung ist so gesehen der Idealfall der Verminderung; Verminderung ist der allgemeine Fall. Im folgenden wird für beide Fälle der geläufigere Begriff der Vermeidung verwendet.

Ohne Zweifel gibt es Fälle, in denen bestimmte Abfallstoffe zu 100% vermieden werden können, beispielsweise wenn eine vollständige Substitution eines Produkts oder eines Stoffs in einem Produkt gelingt, wenn ein Verbot eines Stoffs oder eines Produkts ausgesprochen wird oder wenn durch eine Verfahrensänderung keine Reststoffe mehr entstehen. Solche Fälle stellen jedoch die Ausnahme dar. Die Mehrzahl der Fälle der Verfahrens- und Prozeßänderungen zielt auf eine teilweise Vermeidung, d. h. eine Verminderung der Reststoffmenge als potentieller Abfall.

669. Hingegen muß zwischen Verminderung der Abfallentstehung und der angestrebten Verringerung der Abfallmenge bzw. der Gefährlichkeit der Abfälle durch mechanische, chemische, biologische oder thermische Behandlungsverfahren unterschieden werden. Verminderung der Abfallentstehung ist Bestandteil von Vermeidungsstrategien, Abfallbehandlung zwecks Erzeugung fester Reststoffe ist dagegen zu den Strategien der Beseitigung bereits entstandener Abfälle zu rechnen, sofern durch die Behandlung nicht die Verwertung ermöglicht werden soll. Die Behandlungstechniken in der Abfallwirtschaft werden in Kapitel 5 erörtert.

670. Unter systematischen und abfallpolitischen Gesichtspunkten ist es angebracht — sieht man vom Bereich der Infrastrukturabfälle ab (Tz. 672) —, die Bereiche Hausmüll bzw. Siedlungsabfälle einerseits und Industrieabfälle andererseits jeweils für sich zu betrachten. In dem einen Fall handelt es sich im wesentlichen um gebrauchte Produkte, im anderen um Reststoffe aus der Produktion. Sowohl die Bedeutung von Vermeidung und Verwertung potentieller Abfälle als auch die Ansatzpunkte zur Vermeidung und Verwertung sind in beiden Bereichen unterschiedlich (Abschn. 2.4.3). Der Versuch, beiden Bereichen gemeinsame spezifische Wege zur Vermeidung und Verwertung aufzuzwingen, müßte scheitern, da sie, bezogen auf ihre Struktur und ihre relevanten Parameter, nicht sinnvoll vergleichbar sind.

671. Im Haushaltsbereich heißt Vermeidung in erster Linie Nichtverwendung von Produkten oder Produktbestandteilen, die Entsorgungsprobleme schaffen; auch die Verwendung von Produkten mit längerer Lebensdauer führt zu einer Verminderung von Abfällen. Im industriellen Bereich geht es um die Vermeidung von Reststoffen innerhalb von Produktionsprozessen sowie um das Mitbedenken von Entsorgungsfragen bei der Produktentwicklung. Vermeidungshandeln im Haushaltsbereich ist verbrauchsorientiert, Vermeidungshandeln im industriellen Bereich produktionsorientiert. Daraus folgen einerseits unterschiedliche Handlungsmuster der Haushalte und Unternehmen, andererseits unterschiedliche Ansatzpunkte zur Erzielung von Vermeidungserfolgen: In dem einen Bereich geht es um Konsumverhaltensweisen, im anderen um Entscheidungsstrukturen, innerbetriebliche Organisation, Motivation der Mitarbeiter und vor allem um eine Stoff- und Produktentwicklung, in die abfallwirtschaftliche Kriterien einbezogen sind.

Auf der Ebene der Politik und des Umweltrechts entspricht den unterschiedlichen Bedingungen und Strukturen beider Bereiche ein spezifischer, differenzierter Einsatz umweltpolitischer Instrumente sowie eine unterschiedliche Zuordnung abfallrechtlicher Tatbestände.

672. Außerhalb dieser beiden Bereiche gibt es Abfälle, die im öffentlichen Raum (z. B. auf Sportplätzen, Märkten, Parkanlagen, öffentlichen Plätzen, Parkplätzen usw.) anfallen, sogenannte Infrastrukturabfälle. Hier sind die Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen von der öffentlichen Hand selbst zu leisten oder durchzusetzen, z. B. Kompostierung von Grünabfällen oder das Verbot von Einweggeschirr, insbesondere Kunststoffen, bei öffentlichen Veranstaltungen (HEINZEL und ZIMMERMANN, 1990).

4.1.2 Vermeiden und Verwerten im Haushalt

673. Abfall aus privaten Haushalten wird in erster Linie durch Verzicht auf bestimmte Güter und Dienstleistungen oder durch die längere Nutzung von Gütern vermieden. Wenn bestimmte Produkte oder Produktbestandteile nicht im Haushalt verwendet werden, treten sie auch nicht im Hausmüll auf. Dadurch kann die Hausmüllmenge verringert werden, z. B. durch Verzicht auf Einwegflaschen, oder es kann der Hausmüll von spezifischen Schadstoffen entlastet werden, z. B. durch Verwendung von schwermetallfreien Batterien, oder es können problematische Stoffe bei der Müllverbrennung reduziert werden, z. B. durch Verzicht auf PVC-haltige Verpackungen. Abfallwirtschaftlich gesehen ist der Haushalt ein Zwischenlager potentieller Abfälle. Änderungen des Konsumverhaltens oder des Güterangebots werden sich daher bei langlebigen Gütern nur langsam auf die Abfallflüsse auswirken in dem Maße, in dem sich die „Zwischenlager" der Haushalte leeren.

674. Auch durch stoffliche Verwertung von Produkten oder Produktbestandteilen (Tz. 45ff.) wird der zu beseitigende Hausmüll in seiner Menge vermindert oder von einzelnen Stoffen entlastet. Die Verwertung kann sowohl unter dem Aspekt der Verringerung der Hausmüllmenge als auch unter dem Aspekt der Rückgewinnung von Wertstoffen gesehen werden. Die einzelnen Maßnahmen können technisch und tatsächlich eher Teil der Abfallvermeidung oder eher der Beseitigung sein. Die Nutzung von Mehrwegflaschen als ein Beispiel länger dauernder und häufigerer Nutzung von Gütern vermindert die Hausmüllmenge und wird von den Verbrauchern als ein Mittel der Abfallvermeidung angesehen und bewußt genutzt. Nach gängigen Definitionen (JAKOBI, 1985a) handelt es sich jedoch um die Verwertung von Abfall, obwohl bepfandete und zurückgebrachte Mehrwegflaschen weder subjektiv im Empfinden der Verbraucher noch objektiv Abfall waren. Der Rat hält derartige definitorische Zuordnungen nicht für sinnvoll. Werden dagegen Glasbehältnisse getrennt gesammelt und abgeführt, um wieder zur Herstellung von Glas eingeschmolzen zu werden, so findet eine Verwertung statt, die den zu beseitigenden Müll um diesen Anteil entlastet.

675. Verwertung ist im Konsumbereich januskköpfig; sie kann einerseits Teil der Vermeidung der Abfallentstehung durch gezieltes Verbraucherverhalten sein, andererseits Teil der Abfallbehandlung, nachdem die Produkte verwendet wurden und vom Besitzer her gesehen zu Abfall geworden waren (z. B. Altpapierverwertung). Im ersteren Falle können die Grenzen zwischen Vermeiden und Verwerten fließend sein; es ist nicht sehr nützlich, viel Aufwand in den Versuch jeweils eindeutiger definitorischer Zuordnung zu stecken, sondern was hierbei zählt, ist das Ergebnis: weniger zu beseitigender Hausmüll.

4.1.3 Vermeiden und Verwerten in der Produktion

676. Die traditionelle Abgrenzung zwischen Vermeidung als Verhinderung der Abfallentstehung und Vermeidung als stoffliche Verwertung eines bereits entstandenen Abfalls führt im Bereich der industriellen und gewerblichen Produktion zu weiteren Widersprüchen. Gründe dafür sind einerseits die unterschiedlichen Inhalte des Verwertungsbegriffs; andererseits hängt die Unterscheidung von Systemgrenzen ab, für deren Festlegung ein weiter Spielraum besteht.

677. In der Diskussion abfallwirtschaftlicher Fragen werden im deutschsprachigen Raum zwei unterschiedliche Verwertungsbegriffe verwendet. Sie stiften im allgemeinen keine Verwirrung, da aus dem jeweiligen Kontext ersichtlich ist, welcher der beiden Begriffe angesprochen ist. Von Verwertung wird einerseits bei produktionsseitigen Maßnahmen der Betriebe gesprochen, wenn innerhalb von Prozessen Stoffe im Kreislauf oder jedenfalls wieder in den Prozess zurückgeführt werden („in-process-recycling", Abschn. 4.5.1.3.1). Aus der Sicht des Stoffstromansatzes (Abb. 2.1.3; Tz. 38, 45ff.) sind solche Verwertungsvorgänge inputbezogen. Von Verwertung wird aber natürlich auch gesprochen, wenn entweder Betriebe die Reststoffe anderer Betriebe als Ausgangsstoffe ihrer Produktion verwenden oder wenn es um die Aktivitäten der Verwertungsbetriebe der Entsorgungswirtschaft geht. Diese Verwertungsvorgänge sind aus der Sicht der Stoffströme teils inputbezogen, teils auf die Endprodukte des Ge- und Verbrauchs bezogen.

Die vom Gesetzgeber vorgesehene Rangfolge Vermeiden vor Verwerten sowie Verwerten vor Beseitigen (Tz. 185ff., 212ff.) verlangt allerdings, dem produktionsseitigen, inputbezogenen Verwertungsbegriff Priorität einzuräumen. Vermeidung und Verwertung müssen im Rahmen einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft im Handeln von Produzenten und Konsumenten in der Regel Priorität vor der Beseitigung genießen. Maßnahmen an der Quelle der Stoffströme sind meist wirkungsvoller als solche am Ende des Lebensweges eines Produktes.

678. Die Abgrenzung von Vermeidung und Verwertung bzw. die Grenzziehung, wann eine Verwertung eher zur Abfallvermeidung gehört und wann eher zur Abfallbehandlung, hängt weitgehend von der vorherigen Definition von Systemgrenzen ab (SUTTER, 1987a). Ohne eine solche Definition kann — ähnlich wie im Haushaltsbereich beim Fall der Mehrwegbehältnisse (Tz. 674) — je nach Standort des Betrachters, derselbe Vorgang sowohl als Vermeidung wie auch als Abfallbehandlung angesehen werden.

679. Produktionstechnische Systeme sind nach einem hierarchischen Schema aufgebaut. Vereinfacht kann man sagen, daß Produktionsanlagen aus Apparaten bestehen; die Gesamtheit der Produktionsanlagen bildet den Produktionsbereich eines Unternehmens; die gleichartigen Produktionsbereiche gleicher oder verschiedener Unternehmen werden zu einer Industriebranche zusammengefaßt. Durch Kreislaufführung von Stoffen wird ein Rückstand auf Apparate-

ebene verwertet, wodurch Abfälle auf der Ebene der Produktionsanlage vermieden werden. Wird auf der nächsthöheren Ebene ein in einer Produktionsanlage anfallender Rückstand betriebsintern in einer anderen Anlage weiterverarbeitet, so hat auf der Ebene des Produktionsbereichs eine Abfallvermeidung stattgefunden. Die gleiche Betrachtung kann auf der nächsthöheren Stufe im Verhältnis von Produktionsbereich und Branche erfolgen (SUTTER, 1987 a). Verwertung und Vermeidung sind nicht per se unterscheidbare Kategorien. Vielmehr ergibt sich aus der Setzung der Systemgrenzen, ob ein Vorgang Vermeidung oder Verwertung ist.

680. Bei einer einstufigen Betrachtungsweise kann nicht eindeutig zwischen Vermeidung und Verwertung unterschieden werden. Abfälle können in industriellen Prozessen auch durch Verwertung von Reststoffen vermieden werden; zu fragen ist allerdings, auf welcher Stufe der Abfallwirtschaft oder in welchem Sektor der Abfallwirtschaft dies geschieht. Erfolgt z. B. die Blickrichtung von der Anlage bzw. der Fabrik aus, also von innen nach außen, so ist alles, was sich innerhalb der Anlage an Rückständen im Wege der Kreislaufführung reduzieren läßt, gleichzeitig eine Verwertung und eine Vermeidung von potentiellen Abfällen. Der Gesetzestext drückt dies auch explizit aus: „Die Pflichten der Betreiber, . . . Abfälle . . . durch Verwertung von Reststoffen zu vermeiden, bleiben unberührt" (§ 1 a, Abs. 1 Satz 2 AbfG). Alles, was die Anlage an Rückständen in flüssiger oder fester Form verläßt, ist aus dieser einstufigen Sicht Abfall, der nicht vermieden wurde. Werden diese Rückstände in anderen Produktionen einer Verwertung zugeführt, werden sie aus der Sicht der volkswirtschaftlichen Abfallbilanz, die eine Systemgrenze erst am Übergang zur Beseitigung unterstellt, nicht zu Abfall.

Ohne Systemgrenzen bedeutet jede Verwertung eine Vermeidung potentieller Abfälle. Wird die Systemgrenze beispielsweise an den Eingang einer Anlage zur Abfallbehandlung gelegt, so stellen alle Aktivitäten, die ceteris paribus zur Verringerung der Mengen beitragen, die diese Grenzen überschreiten, eine Vermeidung dar (so auch mit Bezug auf die Deponie als Endlager: BACCINI, 1987). Was hierbei zählt, ist das Ergebnis: weniger zu beseitigender Abfall. In der Größenordnung, in welcher die Abfallmengen in der Gesamtbilanz aller Anlagen zur Abfallbeseitigung reduziert werden, also in der mengenmäßigen Zusammenfassung dessen, was unter systematischen Gesichtspunkten je nach dem Standort des Betrachters in Vermeidung und Verwertung getrennt werden kann, zeigt sich, ob der Übergang von der Abfallbeseitigung zur Abfallvermeidung — quantitativ betrachtet — erfolgreich war.

681. Der Grundsatz des relativen Vorrangs der Vermeidung vor der Verwertung (Abschn. 2.2.7.1.1) bedarf in vielen Fällen der Operationalisierung in Form einer Systemgrenze. Damit ist die Frage gestellt, wo die unter umweltpolitischen Gesichtspunkten „richtige" Systemgrenze zu ziehen ist. Viele Überlegungen sprechen dafür, daß je kürzer die Prozesse der Produktion bzw. die Wege des — auch innerbetrieblichen — Transports sind, desto geringer auch die möglichen Umweltbelastungen und -risiken, d. h. die durch Transport, Leckagen von Anlagen, Übertragung des Schadstoffgehalts auf Produkte und Zwischenprodukte usw. entstehenden Umweltrisiken sein werden. Analog gilt das auch für das Modell der an Kreisläufen ausgerichteten Produktionsprozesse mit der Modifikation, daß Risiken umso geringer sind, je vollständiger, direkter oder geschlossener diese Kreisläufe herstellbar sind.

Die umweltpolitisch „richtige" Systemgrenze ist daher auf den ersten Blick identisch mit der Grenze zwischen dem Bereich der „Im-Prozeß"-Vermeidung oder -Verwertung und dem Bereich der Vermeidung durch Verwertung außerhalb dieser kurzen Prozesse der Produktion. Schematisch verkürzt läßt sich eine Hierarchie von Maßnahmen mit dem Ziel der Vermeidung von Produktionsabfällen aufstellen, wobei die abfallpolitische Präferenz nach BAARS mit steigendem Gefährdungspotential von Maßnahme zu Maßnahme abnimmt: Substitution von Produkten; Substitution von Einsatzstoffen; Änderung von Produktionsverfahren durch neue oder modifizierte Verfahren oder durch Kreislauftechniken bzw. Verwertungskaskaden; anlageninterne Wiederverwendung von Reststoffen; anlagenexterne Verwertung von Reststoffen in anderen Produktionsanlagen oder durch Abgabe an Dritte (Verwertungsbetriebe) oder über Abfallbörsen (BAARS, 1988).

682. Viele in dem Bemühen um Verwertung von Reststoffen in der Vergangenheit entwickelte Stoffe und Produkte haben die Umweltbelastung nur räumlich und zeitlich verlagert, aber nicht verhindert. Sie waren das Ergebnis eines an betriebsinternen Kostenkriterien orientierten „rationellen Stoffeinsatzes", dessen Leistung in der Lösung von inputbezogenen Problemen der Prozeßführung (Prozeßoptimierung unter Kostengesichtspunkten) unter Ausklammerung von Entsorgungsfragen bestand. Auch eine betriebsinterne Verwertung ist nicht unter allen Umständen der Königsweg zur Lösung der industriellen Abfallfragen. Nur eine gründliche Prüfung der umweltpolitischen Vorteile und Risiken des konkreten Verwertungsverfahrens und der jeweiligen Verwertungsprodukte ermöglicht ein vorläufiges Urteil darüber, ob das einzelne Verfahren den Anforderungen an eine ökologisch orientierte Abfallwirtschaft entspricht.

683. Aus einer ganzheitlichen, ökologischen Perspektive wäre es ein Trugschluß, bei zur Wahl stehenden Alternativen zwischen einem Verwertungsverfahren im Prozeß und einem Verwertungsverfahren auf späterer Stufe im konkreten Fall immer ersterem den Vorrang zu geben. Der Ansatz der Lastpakete macht das deutlich; er könnte geeignet sein, die Abwägung zwischen alternativen Vermeidungs- und Verwertungsmöglichkeiten konkret und systematisch durchzuführen und die Komplexität der abfallwirtschaftlichen Entscheidungssituationen durch die Darstellung der aus einer ganzheitlichen, ökologischen Sicht wesentlichen Parameter herauszuarbeiten (Abschn. 2.1.3 sowie die Darstellung in Form der Abfallvermeidungsgleichung durch FLEISCHER, 1990). Im oben angesprochenen Zusammenhang wird der Gedanke der Lastpakete nicht verwendet, um Verwertung und Beseitigung als Alternativen zu vergleichen, sondern um dem Entstehen von Abfall vorzubeugen

und die hierfür vorliegenden Verfahren zu bewerten. Dadurch wird es möglich, eine Gesamtbewertung alternativ gegebener Verfahren der Vermeidung und der Verwertung vorzunehmen im Hinblick darauf, welches der Verfahren in einer Gesamtbetrachtung — also bezogen auf die Kriterien Energieeinsatz, Emissionen, Risiken, Immissionen, Belastung von Ökosystemen usw. — die geringsten Umweltbelastungen aufweist.

Zusammenfassend kann man davon ausgehen, daß im allgemeinen die Vermeidung von Rückständen oder Abfällen die umweltpolitisch günstigste Option darstellt. Eine starke Vermutung spricht regelmäßig auch dafür, daß Verwertung umweltpolitisch günstiger ist als die Beseitigung, doch kann eine Analyse der Lastpakete (Abschn. 2.1.3) im Einzelfall auch das Gegenteil ergeben.

Da es zwischen Reststoff und Abfall keine eindeutige, konsistente Unterscheidung gibt, muß darauf geachtet werden, daß betriebliche Abfälle nicht als Reststoffe deklariert und so einer behördlichen Überwachung entzogen werden (Tz. 308). Zwar wurden durch die Reststoffbestimmungs-Verordnung vom 10. April 1990 diejenigen Reststoffe, die nach § 2 Abs. 3 AbfG einer besonderen Überwachungspflicht unterliegen, im Wege der Normkonkretisierung rechtlich beschrieben, doch bedeutet dies noch nicht, daß die entsprechenden betrieblichen Rückstände auch tatsächlich behördlich überwacht werden. Einerseits muß darauf geachtet werden, daß eine zu schnelle Deklaration als Abfall nicht die Ausschöpfung von Verwertungsmöglichkeiten hemmt; andererseits kommt es in sogenannten Zwischenlagern und gelegentlich auch in anderen Entsorgungsbetrieben zu durchaus problematischen Umdeklarationen von Abfall in Wirtschaftsgut, meist durch Verschneiden oder Verdünnen (PIETRZENIUK und SUTTER, 1990). Leider ist immer wieder zu beobachten, daß Abfälle durch Ausweichen auf eine „phantasievolle Reststoffverwertung" unter dem bloßen Etikett „Wirtschaftsgut" (BMU, 1989a) als solche verschwinden. Eine Kontrolle durch die Umweltbehörde in Berlin ergab 1989, daß „4 der 7 Berliner Sondermüllabfuhr- und -verwertungsbetriebe offenbar regelmäßig Abfälle zu Wirtschaftsgütern umdeklariert haben" (Tagesspiegel v. 22. Juli 1989)

685. Abhilfe hätte die Reststoffbestimmungs-Verordnung schaffen können, wenn der Entwurf der Bundesregierung übernommen worden wäre. Leider hat der Bundesrat dem Druck der Interessengruppen der Entsorgungswirtschaft nachgegeben und im November 1989 entschieden, daß für Reststoffe im Sinne des § 2 Abs. 3 AbfG nicht die §§ 12 und 13 AbfG, sondern nur die Pflichten aus § 11 Abs. 2 AbfG anwendbar sind, also lediglich eine Verbleibskontrolle nach entsprechender Anordnung im Einzelfall erfolgt. Damit wurde der bisher geltende Rechtszustand, der die beschriebene „Grauzone" ermöglichte und rechtlich absicherte, fortgeschrieben und „das eigentliche Ziel der Reststoffbestimmungs-Verordnung, nämlich zu verhindern, daß die Bestimmungen der Abfallbeseitigung unter dem Vorwand einer angeblichen Verwertung (umgangen werden), noch nicht erreicht . . . Insbesondere betrifft dies illegalen Export" (PIETRZENIUK und SUTTER, 1990).

686. Ein abfallwirtschaftliches Optimum, das die gewünschte Rangfolge von Vermeidung, Verwertung und Beseitigung beachtet, d. h. bereits in der Phase der Produktentwicklung und Verfahrensplanung entsprechende Überlegungen einbezieht, muß zu den bisher verfolgten Teiloptima als Entscheidungskriterium für das marktbezogene Handeln der Unternehmen treten. Es sollte auch ein relevanter Indikator für das Erreichen gesamtwirtschaftlicher Ziele werden. Die Forderung im Bericht der Bundesregierung über den Vollzug des Abfallgesetzes, daß „Abfallwirtschaft mehr und mehr zu einem integralen Bestandteil unserer Produktion werden muß" (BT-Drucksache 11/756) gibt diesem Sachverhalt einen politisch-programmatischen Ausdruck; sie muß verstärkt in die Praxis umgesetzt werden. Dies setzt voraus, daß von den Herstellern in Zukunft bei der Entwicklung und Herstellung von Produkten und Stoffen berücksichtigt wird, wo und in welcher Form diese Produkte und ihre Stoffkomponenten nach Ablauf ihrer Lebensdauer verbleiben (SCHENKEL, 1987).

687. Die Produktion von Gütern, ihre Verteilung, ihr Gebrauch bzw. Verbrauch und ihre Entsorgung sollte — bereits auf der einzelbetrieblichen Ebene — als geschlossenes System gesehen werden (BT-Drucksache 11/756), an denen Unternehmen Entscheidungen zur Produktplanung und Verfahrenstechnik orientieren. Ein in dieser Richtung eingestelltes und geschultes unternehmerisches Denken und Handeln wäre den Risiken der industriellen Produktion angemessen und könnte den Anforderungen gerecht werden, die eine umweltverträgliche Abfallwirtschaft auch an das einzelne Unternehmen stellt.

4.2 Positive Entwicklungen der Abfallwirtschaft

688. Als Folge eines geschärften Problembewußtseins und veränderter Einstellungen auf der Leitungsebene von Unternehmen zeichnen sich in vielen Sektoren der Wirtschaft begrüßenswerte Entwicklungen ab, denen im Hinblick auf Vermeidung und Verwertung Modellcharakter zukommt oder zukommen kann. Einige von ihnen sollen im folgenden in kursorischer Form vorgestellt werden. Dabei geht es weder um Vollständigkeit noch um branchenspezifische Abschätzungen von Vermeidungspotentialen. Letztere hat SUTTER, unter Verwendung der Ergebnisse von durchgeführten Pilotprojekten, im Hinblick auf bestimmte, besonders toxische Sonderabfälle, wie z. B. ölhaltige Abfälle, Lack- und Farbabfälle, organische Lösemittel usw. für bestimmte Zeiträume zusammengestellt (SUTTER, 1987 a). Die Auswahl ist auch nicht repräsentativ; vielmehr sollen Beispiele für vermeidungsorientierte Entwicklungen gewürdigt werden.

689. Die die Nordsee belastende Dünnsäure-Verklappung wurde seitens der westdeutschen Hersteller von Titandioxid Ende 1989 eingestellt. Sie entsprachen damit dem jahrelangen Drängen der Umweltministerien des Bundes und des Landes Nordrhein-Westfalen und lösten so zugleich die Verpflichtung ein, die diese Unternehmen 1983 aufgrund des Drucks der Öffentlichkeit, insbesondere der Umweltschutzorganisation Greenpeace, eingegangen waren. Nachdem die Fa. Bayer AG bereits seit einigen Jahren die Säure bei ihrer Titandioxid-Produktion im Kreislauf führt — was eine Dünnsäure-Verklappung überflüssig macht —, konnte im November 1989 auch die Dünnsäure-Rückgewinnungsanlage bei der Sachtleben Chemie GmbH, in der auch die Kronos-Titan GmbH ihre Dünnsäure aufarbeiten läßt, in Betrieb genommen werden (Tab. 4.4.2, Beispiel 26). Die Wiedergewinnungsquote dieser Anlage beträgt 99 %; lediglich 1 % der ursprünglichen Rückstandsmenge muß auf einer Sonderabfalldeponie abgelagert werden (BMU, 1989b und Wirtschaftswoche v. 3. November 1989).

690. Im Bereich der Verpackungen zeichnen sich begrüßenswerte Entwicklungen ab, die ein Umdenken signalisieren:

(1) So hat beispielsweise das Einzelhandelsunternehmen Nanz im Großraum Stuttgart nicht nur systematisch umweltschädliche Produkte, Plastikflaschen u. a. aus dem Sortiment ausgelistet, sondern auch ein Abfallkonzept entwickelt, für das die Firma 1989 den ersten Umweltpreis der Stadt Stuttgart erhielt. Die Bemühungen des Unternehmens umfassen: das Angebot an den Kunden, zwischen Plastiktragetasche und Papiertasche zu wählen; Werbung für Mehrwegware; Sortierung sämtlicher Verpackungsmaterialien nach Wiederverwendbarkeit; Aufstellen von Sammelbehältern für Glas sowie Papier/ Pappe auf allen Parkplätzen der Firma; Verwertung von gebrauchten Obststeigen, Blumenkübeln usw. durch Zurückführung an die Lieferanten; Aufstellen von Behältnissen für gebrauchte Batterien. Durch diese Aktivitäten des Einzelhandels wird die Versorgungslogistik auch als Entsorgungslogistik genutzt, indem ein Teil der entstehenden Abfälle wieder konzentriert wird, um so verwertet oder, soweit dies nicht möglich ist, geordnet beseitigt werden zu können.

Ein Versuch des Unternehmens, ihren Kunden das Angebot zu machen, den eigenen Hausmüll von verwertbaren Bestandteilen zu entlasten, ist dagegen fehlgeschlagen. Dabei wurde ein Sammelbehälter mit fünf Abteilungen für spezifische Hausmüllfraktionen (Weißblechdosen, Glühbirnen, Batterien, Verpackungen aus Papier/Pappe sowie Kunststoff) aufgestellt. Das Unternehmen wollte die geordnete Entsorgung einschließlich einer — soweit möglich — Verwertung übernehmen. Leider entsprachen die Testergebnisse nicht den Erwartungen — die Kunden sortierten falsch bzw. überfüllten die Behälter mit Sperrmüll, Obstresten usw. —, so daß das Konzept nicht, wie geplant, in den ca. 300 Filialen des Unternehmens zur Anwendung kommt.

(2) Das Einzelhandelsunternehmen Tengelmann hat PVC-Einwegflaschen für Getränke aus seinem Sortiment genommen. Die Schweizer Großverteiler Migros und Coop verzichten überwiegend auf Verpackungen aus PVC.

(3) Das neue Verpackungssystem „tangapac" der Gesellschaft für Verpackungssysteme (GVS) in Hamburg ist ein Beispiel für die Vermeidung von Abfall im Einweg-Verpackungssektor. Dieses System verpackt mit sehr geringem Materialaufwand Dosen, Gläser und Flaschen. Gegenüber herkömmlichen Verpackungsverfahren werden bis zu 75 % Karton und bis zu 80 % Kunststoff vermieden. Karton und Kunststoffe gehen bei „tangapac" keine Verbindung ein und sind dadurch leichter zu verwerten. Außerdem nimmt dieses System der Sammelverpackung Leergut wieder auf und erleichtert damit das Sammeln. Leider haben sich die großen Hersteller von Verpackungen bisher nicht bereit gefunden, dieses Verpackungssystem einzuführen.

691. Eine der Voraussetzungen für die Verwertung von Kunststoffteilen aus Kraftfahrzeugen stellt die Einführung und Anwendung der VDA-Empfehlung 260 zur Kennzeichnung von Kunststoffteilen in Kraftfahrzeugen aus dem Jahr 1984 dar, mit der dem Kfz-Gewerbe Hinweise für die Verwertung bzw. die Reparatur gegeben werden (BMU, 1988). Es ist zu erwarten, daß das Kfz-Gewerbe dadurch verstärkt von den Möglichkeiten der Verwertung und der Reparatur Gebrauch machen und die Menge der zu beseitigenden Kunststoffabfälle aus Kraftfahrzeugen relativ zurückgehen wird. Eine Verbesserung der Abfallsituation

über diesen Weg ist aber frühestens in fünf bis zehn Jahren zu erwarten, da die Autohersteller im Durchschnitt in Modellzyklen von acht Jahren planen. Zwei Automobilhersteller planen zur Zeit die Errichtung von Demontagewerken in der Bundesrepublik Deutschland; eine Pilotanlage hat kürzlich den Betrieb aufgenommen (Frankfurter Rundschau vom 16. Juni 1990).

692. Die kommunalen Spitzenverbände treten verstärkt als engagierte Verfechter von Konzepten der Abfallvermeidung auf. Ihre praktischen Erfahrungen bestätigen sie in der Einschätzung, daß der Übergang von der Abfallbeseitigung alten Stils zur Abfallwirtschaft nicht nur ein Umdenken bei allen Beteiligten erfordert, sondern auch eine ganz andere Sicht der Rolle der Produktion. Ohne auf der Grundlage des § 14 AbfG erfolgende Eingriffe in Produktgestaltung und -entwicklung sind nach ihren Aussagen keine nachhaltigen Erfolge bei der Abfallvermeidung auf kommunaler Ebene erreichbar (Aussprache des SRU mit Vertretern der kommunalen Spitzenverbände am 27. April 1989).

693. In Nordrhein-Westfalen, wo aufgrund der Industriedichte mehr als 40% aller Sonderabfälle in der Bundesrepublik Deutschland anfallen, beträgt die Quote der Verwertung derzeit über 35% mit steigender Tendenz (MATTHIESEN, 1987; MURL, 1990). Auch bundesweit wird eine Verwertung von 30 bis 40% der anfallenden Sonderabfälle für realisierbar gehalten (SCHÜSSLER, 1989). Nach Angaben des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen wurden 1989 50% der gesamten industriell-gewerblichen Abfälle verwertet. Die Landesregierung hat das Ziel, diese Quote innerhalb von fünf Jahren auf 70% zu erhöhen (MURL, 1990).

Bei derartigen Abschätzungen für Sonderabfall ist aber immer zu beachten, daß es wegen des höchst unterschiedlichen Gefährlichkeits- und Schädlichkeitsgrades der verschiedenen Arten von Sonderabfällen nicht sehr sinnvoll ist, Mengen unterschiedlicher Arten von Sonderabfällen zu addieren und entsprechende Vermeidungs oder Verwertungsziele in Form von Gesamtmengen festzulegen. Die sich aus einer solchen Addition ergebenden Statistiken haben keinen Aussagewert, weil die einzelnen Sonderabfallarten nicht mit einem Schädlichkeitskoeffizienten gewichtet wurden. Beispielsweise kann die Vermeidung von 100 000 t des Sonderabfalls x einen geringeren Umweltschutzeffekt aufweisen als die Vermeidung von 5 000 t des Sonderabfalls y. Vor einer Addition unterschiedlicher Arten von Sonderabfällen ist auch deshalb zu warnen, weil durchaus die Gefahr besteht, daß die Umweltpolitik in den einzelnen Bundesländern ihr Interesse verstärkt gerade jenen Sonderabfallbereichen zuwendet, in denen sich relativ einfach große Mengen von Sonderabfällen vermeiden oder verwerten und dadurch optisch eindrucksvolle Erfolge erzielen lassen.

Die Vermeidung und Verwertung von Hausmüll bzw. Hausmüllfraktionen ist in den letzten Jahren regional unterschiedlich in Gang gekommen. Bei Optimierung der Getrenntsammelsysteme, der Information und Motivation der Haushalte und der Verwertung dafür geeigneter Fraktionen kann flächendeckend eine Verwertungsquote von 30 bis 40% erreicht werden (Abschn. 5.1.2.4).

694. Die verschiedenen Ansätze, langlebige Konsumgüter und Produktionsmittel aufzuarbeiten, erleichtern die Abfallmengenprobleme bisher nur geringfügig. Beispiele sind die Aufarbeitung von Industrie-Robotern, Kfz-Motoren, -Lichtmaschinen und -Vergasern (STEINHILPER, 1988). Abfallwirtschaftliche Bedeutung würde die Aufarbeitung dann erlangen, wenn damit problemhaltige Abfälle vermieden werden können. So könnte die schwierige Entsorgung von Datenverarbeitungsgeräten dadurch vermieden werden, daß seitens der Hersteller eine Um- und Aufrüstung durch entsprechende Vorkehrungen (z. B. auswechselbare Module) und Angebote (z. B. Um- und Nachrüstsätze) erleichtert und gegebenenfalls im Herstellerunternehmen vorgenommen wird. Derzeit werden aus dem „Computerschrott" nur die Bunt- und Edelmetalle rückgewonnen, die 5 bis 10 Gew.-% des Schrotts ausmachen; der Rest wird als Shredderrückstand deponiert. Eine Steigerung der Verwertungsquote auf 90 bis 95% ist über Demontagetechniken möglich (VDI-Nachrichten Nr. 19 vom 12. Mai 1989).

695. Second-hand-Geschäfte und Flohmärkte erleben einen außergewöhnlichen, in dieser Weise nicht erwarteten Aufschwung, der im Ergebnis zu einer Verminderung von sonst entstehenden Abfallmengen beiträgt.

Im übrigen enthalten die Beispiele in Kapitel 4.5 vielfach Hinweise auf positive Entwicklungen und Fortschritte in verschiedenen Sektoren und Branchen.

4.3 Gründe für eine mangelnde Umsetzung technisch möglicher Abfallvermeidung und -verwertung

4.3.1 Hemmnisse im industriellen Bereich

696. In dem Bericht „From Pollution to Prevention — A Progress Report on Waste Reduction" stellt das Amt für Technologiefolgenabschätzung des US-Parlaments fest: „Waste reduction has always had high *theoretical* priority, but its priority has never been made evident by industrywide actions" (OTA, 1987, S. 11). Damit wird zutreffend ein Widerspruch beschrieben, der auch in der Bundesrepublik beobachtet worden ist und seine Wurzeln sowohl im öffentlichen wie im privaten Sektor hat. Sowohl Unternehmen als auch Vollzugsbehörden und staatliche Abfallentsorgungsplanung verharrten im traditionellen beseitigungsorientierten Denken, und überdies waren die Beiseitigungskosten sehr niedrig.

697. Dieses Verharren in traditionellen Orientierungsmustern ist nicht überraschend und verweist auf ein grundsätzliches Dilemma der Beziehungen zwischen Umweltpolitik und unternehmerischen Entscheidungen. Zwar sind die Anstrengungen nicht zu unterschätzen, die mit dem Ziel der Vermeidung von Abfällen von den Unternehmen in den letzten Jahren geleistet wurden. Ganz ohne Frage sind hier Erfolge und Fortschritte zu verzeichnen. Es ist aber nicht zu erwarten, daß die heute weit verbreiteten Einsichten in den Zusammenhang von Wirtschaftsprozeß und umweltverträglicher Abfallwirtschaft ohne die Setzung ordnungsrechtlicher Normen, ökonomischer Anreize oder wirkungsvoller wirtschaftlicher Sanktionen zu den notwendigen betrieblichen Entscheidungen und Verhaltensänderungen führen können, da hier das für die Lösung von Umweltproblemen typische „Gefangenen-Dilemma" vorliegt: Die einzelnen Unternehmen warten, der Logik der einzelwirtschaftlichen Kalküle folgend, ab, was die Konkurrenz tun wird bzw. bis staatliche Maßnahmen alle Beteiligten zu einer Verfahrensplanung und Produktentwicklung zwingen, in der Abfallgesichtspunkte angemessen berücksichtigt werden. Umweltpolitik und Genehmigungs- und Überwachungsbehörden üben derartige Zwänge eher zurückhaltend aus, da diese in privat- und verfassungsrechtlich geschützte Eigentumsrechte und in Investitionsentscheidungen eingreifen könnten. Umweltpolitik ist bei dieser Aufgabe mehr als in anderen Bereichen auf den Konsens und die Kooperation mit den Unternehmen bzw. deren Kooperationsbereitschaft angewiesen. Umweltverträgliche Produkte, die noch nicht in Form von Prototypen vorliegen, durchzusetzen oder noch nicht ausgereifte Verfahren gegen den Willen der Industrie voranzutreiben, ist ihr fast unmöglich.

698. Umweltpolitik besteht weitgehend darin, die mit dem „Gefangenen-Dilemma" gesetzten Restriktionen aufzubrechen. Bei dieser Aufgabe bedarf es der Phantasie und der Bereitschaft, die Grenzen der individuellen Handlungsfreiheit, die eine marktwirtschaftlich verfaßte Industriegesellschaft kennzeichnen, immer wieder neu zu definieren, um die als notwendig erkannten umweltpolitischen Ziele erreichen zu können. Weder einzelne Unternehmen noch der Staat sind aus den ihrem Handeln unterliegenden Gesetzmäßigkeiten heraus und unter den obwaltenden Spielregeln in der Lage, das kollektive Verhalten der Unternehmen kurzfristig in eine Richtung zu bewegen, deren Relevanz und Dringlichkeit im Grunde von keinem der Beteiligten bestritten wird.

699. Ein entscheidendes Hemmnis liegt offensichtlich in der „Macht der Gewohnheit" und dem Nachwirken eingespielter Denk-, Entscheidungs- und Handlungmuster. In dem genannten Bericht des US-Amtes für Technologiefolgenabschätzung heißt es dazu treffend: „Moreover, production people are reluctant — with good reasons — to modify processes that are operating profitably. Only education and training and better information about the ways to reduce waste generation can overcome this inertia and fear" (OTA, 1987, S. 9). Nicht zuletzt dadurch begünstigt, daß die Abfallbeseitigung lange Zeit nahezu kostenlos zu bekommen war, besteht in vielen Bereichen ein Nachholbedarf an unternehmerischem Engagement und technischer Phantasie, um Abfallvermeidungs- bzw. Reststoffverwertungstechnologien zu entwikkeln, ohne die die Abfallwirtschaft die ihr aufgegebenen umweltpolitischen Ziele nicht erfüllen kann.

700. Abfallvermeidung und stoffliche Verwertung müssen Kriterien bei der Optimierung nicht nur von Produktionsprozessen, sondern auch von Produkten sein (FLEISCHER, 1989). Dieser Grundsatz ist zwar theoretisch anerkannt, in der Praxis aber noch nicht vollzogen. Die Umsetzung in praktisches Handeln würde zweifellos gefördert, wenn als Verursacher des Abfalls nicht die Verbraucher herangezogen würden, sondern die Hersteller (und Händler) schadstoffhaltiger Produkte bzw. von Produkten, deren Entsorgung mit Umweltrisiken verbunden ist (Tz. 918f.). Dadurch würden die Kosten der Abfallbeseitigung stärker in der Produktpreiskalkulation berücksichtigt werden und mittelfristig auch bei der Projektierung von Anlagen und bei der Produktentwicklung Eingang finden.

Die Schwierigkeiten und Hindernisse, die einer entsprechenden Ausgestaltung des Verursacherprinzips entgegenstehen, sind nicht zu übersehen. Sie liegen u. a. darin, daß möglicherweise viele Firmen als verantwortliche Rechtspersonen zu dem Zeitpunkt, an dem sie für die Kosten der Abfallbeseitigung einstehen sollen, nicht mehr bestehen werden, oder darin, daß betroffene Unternehmen zahlungsunfähig sein werden. Diesem Einwand könnte allerdings durch Auflagen zur Errichtung eines Systems kollektiver

Schadensvorsorge, z. B. von Branchen-Sicherungsfonds, begegnet werden.

Die skizzierte Ausgestaltung des Verursacherprinzips betont stärker als ein mehr instrumentell ausgerichtetes Verständnis die grundsätzliche Orientierung der Abfallwirtschaftspolitik. Sie ist Ausdruck des Verursacherprinzips als Kostenzurechnungsprinzip, dessen Bandbreite durch die Politik auszufüllen ist.

701. Eine andere wirkungsvolle Anwendung dieser Überlegungen bestünde beispielsweise darin, Beseitigungskosten in Form von Deponiegebühren nicht wie bisher als einmalige „Ablösesumme" für übergebene Abfälle anzusehen, sondern als Verwahrungsgebühr für Abfälle, die weiter im Eigentum des Abfallverursachers verbleiben (Tz. 923). Dieser bliebe somit verantwortlich für diese Abfälle.

Für Abfälle, für die es keine Verwertungs- und keine umweltverträgliche Beseitigungsmöglichkeiten gibt, wurde die Errichtung von Parkhäusern vorgeschlagen (BRAUNGART, 1989), in denen Verursacher und Besitzer von Sonderabfällen diese auf eigene Kosten lagern können, bis gegebenenfalls eine Verwertung oder umweltverträgliche Beseitigung möglich wird.

702. Abfallverwertung hat nach geltendem Recht Vorrang vor der Beseitigung, wenn sie technisch möglich ist, wenn sie wirtschaftlich zumutbar ist und wenn ein Markt für die Stoffe vorhanden ist oder aufgebaut werden kann. In letzterem liegt häufig der Engpaß für eine sonst mögliche Verwertung. Die mit Blick auf die erforderlichen Zeiträume nicht kalkulierbaren Rohstoffpreise stellen ein Hindernis für das Entstehen funktionsfähiger Märkte für Neben- und Restprodukte (Sekundärrohstoffe) dar. Darum ist angesichts stark schwankender und insbesondere sinkender Rohstoffpreise auch eine Subventionierung des Marktes für Reststoffverwertung vertretbar und insbesondere als Anfangs und Anschubsubventionierung oft notwendig. Primär- und Sekundärrohstoffwirtschaft sollten „nahtlos ineinander übergehen, d. h., sie dürfen durch keine organisatorischen oder ideologischen Barrieren voneinander getrennt werden" (KABELITZ, 1979). Daß diese Barrieren in unterschiedlicher gradueller Ausprägung noch vielerorts bestehen, schafft Reibungen, die bisher verhindert haben, daß Substitutionsprozesse, Materialersparnis, Mehrfachnutzung, längere Lebensdauer usw. überall zu einem selbstverständlichen Bestandteil des Produzierens und Konsumierens geworden sind.

703. Die Konzepte zur Vermeidung und Verwertung sind meist stoff- und weniger branchenbezogen. Sie „bewegen sich in einem magischen Dreieck, dessen Spitzen die verfügbaren Technologien, die Rohstoff- und Energiekosten und die Abfallbeseitigungskosten sind. Innerhalb dieses Dreiecks bewegen sich die Möglichkeiten, Abfälle zu vermindern und zu vermeiden. Die Zusammenhänge entwickeln sich fließend und sind stark von lokalen und regionalen Gegebenheiten beeinflußt" (SCHENKEL, 1988 a). Insofern wäre es zweifellos sinnvoll anzustreben, daß Gremien, die industrielle Normen vorschlagen oder einführen, auch darauf achten, wie Produkte entsorgt und ganz oder teilweise verwertet werden können (Abschn. 4.4.2). Der Rat appelliert an das DIN, Verwertbarkeit bzw. Entsorgungsfreundlichkeit als Kriterium bei der Normsetzung noch stärker zu berücksichtigen (Tz. 787).

704. Ein wichtiger Unterschied zur Vorstellung einer Einbahnstraße bzw. von isolierten Handlungsfeldern, die das Denken in der traditionellen Abfallpolitik kennzeichnet, besteht in der Erkenntnis, daß Produzent, Handel, Konsument, Abfallbeseitigungspflichtiger und Reststoffhandel eine „konsekutive Interaktionskette" (KABELITZ, 1979) bilden, deren einzelne Glieder unter der Zielvorgabe Vermeidung und Verwertung zu optimieren sind. „Fällt ein Glied dieser technisch-ökonomisch und organisatorisch determinierten Interaktionskette aus oder spielt nicht mit, dann kann das System nicht recht funktionieren" (ebenda). Dieses komplizierte Interaktionsgefüge ist sehr anfällig für Störungen durch innere und äußere Einflüsse. Die Vernetzung dieses Systems ist zwar eine Voraussetzung für das Funktionieren einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft, sein hoher Komplexitätsgrad ist dagegen eher ein Hemmnis.

705. Als Tendenzen, die den Zielen der Vermeidung und Verwertung entgegenlaufen, sind folgende Entwicklungen zu beobachten, die zu einer Vergrößerung der Abfallmengen führen können:

- Die Verteilung von Schadstoffen in sonst verwertbaren Materialien (PCB in Altöl, Asbest in Bauschutt, Kupfer in der Schweinegülle, Chemikalien im Klärschlamm, Schwermetalle im Baggergut) bewirkt, daß große Materialmengen, die bislang verwertet werden konnten, aufgrund ihres Schadstoffgehalts zu Abfall werden.

- Die technologische Entwicklung vieler zukünftiger Produkte führt zu deren Miniaturisierung, zu Verbundwerkstoffen und Verbundkonstruktionen sowie zur Veredelung durch erhöhten Einsatz unterschiedlicher Chemikalien. Diese Entwicklungen machen in der Tendenz die zukünftige stoffliche Verwertung immer unrealistischer (SCHENKEL, 1987). Daraus ist die Forderung abzuleiten, die Stoffvielfalt soweit wie möglich einzuengen in Abwägung mit dem Tatbestand, daß durch die genannten Entwicklungen die auf die Produkteinheit bezogene Masse des zu behandelnden Abfalls reduziert wird.

- Zwischen Rückstandsmenge und Veredelungsgrad bzw. Wertstoffgehalt besteht eine inverse Beziehung. Mit zunehmendem Veredelungsgrad steigt der Wertstoffgehalt der verarbeiteten Einsatzstoffe, der Anteil an Verunreinigungen und Nebenbestandteilen dagegen nimmt entsprechend ab (SUTTER, 1987 a). Im Unterschied hierzu fallen bei der Verarbeitung der natürlichen Rohstoffe zu Grundstoffen und Vorprodukten häufiger größere, durch die unerwünschten Beimengungen der Einsatzstoffe verursachten Rückstandsmengen an (z. B. Titandioxidherstellung, vgl. SCHULZE, 1987). Dem wird jedoch zunehmend durch Import von Konzentraten entgegengesteuert; ein Großteil der Abfälle bleibt dadurch im Herkunftsland (SCHENKEL, 1989 a).

— Zunehmende Luftreinhaltung und Abwasserreinigung führen zu Abfällen in Form von Stäuben, Filtermassen und Klärschlamm.

706. Hemmnisse können auch bei den handelnden Personen selbst bestehen, z. B. in

— der überkommenen Einstellung von Unternehmensleitungen, Abfallvermeidung und -verwertung als Unternehmensziele nicht mit dem gleichen Nachdruck zu verfolgen wie beispielsweise das Ziel der Kostensenkung und entsprechende Leistungen der verantwortlichen Ingenieure nicht in gleichem Maße wie im Produktionsbereich durch Anerkennung und Beförderung zu würdigen

— einer fehlenden oder nicht ausreichenden Motivation der Mitarbeiter eines Betriebes, die kreative Leistung zu erbringen, die für die jeweilige Produktgestaltung und Prozeßoptimierung unter Gesichtspunkten der Abfallvermeidung notwendig ist

— einer bezogen auf abfallwirtschaftliche Kriterien teilweise noch unzureichenden Ausbildung von Ingenieuren und Technikern

— der einseitigen Qualifikation des Personals der Vollzugsbehörden; von der Ausbildung her ist das Personal an dem traditionellen ordnungsrechtlichen Vollzug orientiert und dafür ausgebildet, Abfallbescheide und -abrechnungen auszustellen, nicht aber, kleine und mittlere Betriebe mit Blick auf alternative Lösungen, die an der Vermeidung und Verwertung von Abfällen orientiert sind, zu beraten (Abschn. 4.6.6.3; Erklärung „Konzertierte Aktion Sonderabfallentsorgung", Hannover, 21. September 1988).

707. Auch eine abfallwirtschaftliche Fragen beachtende Produktentwicklung und Planung von Produktionsverfahren sieht sich Schwierigkeiten gegenüber, die nicht einfach durch die Übernahme einer neuen „Philosophie" überwunden werden können. Sie werden im folgenden beschrieben (Tz. 708—713).

708. Anforderungen des Marktes an die Eigenschaften von Produkten können den Kriterien einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft widersprechen. Beispielsweise steht die Holzimprägnierung einer Verwertung des Holzes, oder die Brandsicherheit bei Kunststoffprodukten der Verwertung von nicht vorsortiertem Bauschutt und von elektrischen Geräten entgegen.

Konstruktionsvorschriften und Normen sowie unternehmensspezifische Qualitätsvorschriften und Lieferbedingungen sind häufig nur auf den Gebrauch der Produkte zugeschnitten und orientieren sich nur in Ausnahmefällen an abfallwirtschaftlichen Überlegungen.

Oft fehlen logistische Voraussetzungen, die vorhanden sein müssen, damit eine von den technischen Bedingungen her mögliche Verwertung von Reststoffen der industriellen Produktion stattfinden kann und dann auch in der Kalkulation des betreffenden Unternehmens erscheint (Tz. 887).

709. Die derzeitigen Marktbedingungen stellen bei der betriebsexternen und -internen Verwertung wichtige Restriktionen dar sowohl im Hinblick auf die regelmäßige Anlieferung der Rückstände als auch beim Absatz der erzeugten Produkte. Die Anlieferung der Rückstände würde in dem Maße verstetigt, in dem den Abfallerzeugern die Abfallbeseitigung als preiswerte und leicht zugängliche Alternative nicht mehr zur Verfügung steht. Die Vermarktung von Verwertungsprodukten stößt in der Marktwirtschaft verständlicherweise auf die Konkurrenz von Primärprodukten und Produkten aus natürlichen Rohstoffen. Diese Konkurrenzsituation legt die qualitativen Anforderungen an Verwertungsprodukte fest und bestimmt die preislichen Gestaltungsmöglichkeiten. Den Produzenten von Verwertungsprodukten bleibt meist nur die Rolle als Preisnehmer.

So haben Verwertungsprodukte in der Mehrzahl der Fälle nur dann Vermarktungschancen, wenn sie den aus natürlichen Rohstoffen hergestellten Produkten oder den Primärprodukten, die sie ersetzen wollen, qualitativ gleichwertig sind. Über diese Anforderung der Gleichwertigkeit werden in manchen Bereichen Verwertungsprodukte diskriminiert, z. B. nach SUTTER (1987b) dadurch, daß „in Vorschriften (z. B. DIN-Normen) Anforderungen an Produkte gestellt werden, die für den Einsatzzweck nicht erforderlich sind. Die Festlegung erfolgt mit dem Ziel, den Marktzugang von Verwertungsprodukten zu erschweren und dadurch den Absatz von Primärprodukten und -rohstoffen zu schützen" (HARTKOPF und BOHNE, 1983; SUTTER, 1987b).

710. Abschreibungskalküle der Unternehmen behindern den Einsatz abfallarmer Verfahren. Der technisch mögliche Einsatz neuer, abfallärmerer Produktionsverfahren verzögert sich tendenziell dadurch, daß vorhandene alte Anlagen länger einsatzfähig bleiben, auch wenn sie bereits weitgehend oder vollständig abgeschrieben sind, daher keine oder nur sehr geringe Kapitalkosten entstehen lassen und somit den Unternehmen einen sicheren anlagenbezogenen Gewinn erbringen. Bei neuen Anlagen dagegen stellt der Kapitaldienst für die Investition beträchtliche Kosten dar, die die Anlage in der Folgezeit erst erwirtschaften muß. Die chemische Industrie nutzt ihre Anlagen, die bei Verfahrensumstellungen Vorlaufzeiten von 15 und mehr Jahren haben, aus diesen Gründen durchschnittlich 15 Jahre, obwohl sie meist bereits nach sieben bis acht Jahren abgeschrieben sind. Die Studie „Chemiestandort Hessen" stellt 1987 hierzu fest: „ . . . Die unternehmerischen Planungen laufen so, daß Prozeßumstellungen u. a. auch zur Integration von Umwelttechnik . . . nach Möglichkeit im Zuge der betriebswirtschaftlich notwendigen Reinvestitionszyklen erfolgen" (WOLFF und MECKEL, 1987). Mit einem umwelttechnischen Erneuerungsschub ist in der chemischen Industrie nach dieser Studie daher erst in den 90er Jahren zu rechnen.

In diesen Faktoren sind auch die sachlichen Gründe dafür zu suchen, daß seit Jahren angemeldete und in der Regel durch große Unternehmen von den Erfindern aufgekaufte Patente, die der Vermeidung, Verwertung oder Entsorgung von Abfällen dienen, oft lange nicht angewandt werden (LINKERSDÖRFER,

1989). Aber auch die Einstellungen der Unternehmensleitungen können bei der Blockade von Patenten eine Rolle spielen (s. die Aussage des Präsidenten des Deutschen Patentamtes, Dr. Häußer: „Das ist eine gewisse Immunreaktion gegenüber Dingen, die nicht im eigenen Bereich entstanden sind, wo sie hätten entstehen können oder vielleicht sogar hätten entstehen müssen . . .", ebenda).

711. Die Einführung integrierter Techniken benötigt längere Zeit. Eine Untersuchung über die Umsetzung der im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie durchgeführten Forschungsvorhaben ergab, daß nachgeschaltete Maßnahmen von den Betrieben meist in zwei bis vier Jahren entwickelt und umgesetzt werden konnten, während die Einführung integrierter Techniken sechs bis zehn Jahre erfordert (NOLTE, 1988).

712. Die wirtschaftlichen Vorteile erfolgreicher Abfallvermeidungs- oder Abfallververwertungsinvestitionen werden systematisch unterschätzt. Einige der Vorteile, wie z. B. Imageverbesserung, lassen sich nur schwer in Geld ausdrücken. Dadurch haben Investitionen in neue, abfallärmere Prozesse bei der unternehmensinternen Konkurrenz um Investitionskapital schlechtere Chancen (Tz. 944).

713. Die Anwendung abfallarmer Verfahren wird in kleinen oder mittleren Betrieben behindert durch fehlende Investitionsmittel, mangelnde technische Kenntnisse bzw. mangelnde Anwendungserfahrung sowie Schwierigkeiten bei der Überwachung der Technologien und bei der Integration vorhandener Anlagen. Die Durchführung einer betriebsinternen Verwertung scheitert für sie oft daran, daß der erforderliche Mindestanfall an Rückständen aufgrund der Betriebsgröße nicht erreichbar ist oder daran, daß das für einen ordnungsgemäßen Betrieb dieser oft komplizierten Verwertungsverfahren benötigte qualifizierte Personal nicht vorhanden ist.

Daß kleine und mittlere Firmen diese ungünstigen Ausgangsbedingungen nicht als unabänderlich hinnehmen müssen, sondern sie in einem kooperativen Zusammenspiel mehrerer Unternehmen zu ihren Gunsten und zum Nutzen einer verbesserten Umwelt überwinden können, zeigen die ersten Ergebnisse eines seit 1987 laufenden Projekts in Landskrona/ Schweden. Unter Anleitung einer interdisziplinären Forschungsgruppe der Universität Lund wurde dort untersucht und exemplarisch vorgeführt, wie durch die Anwendung systematischer Ansätze des vorsorgenden Umweltschutzes und einer kooperativen Strategie die Fähigkeiten der Firmen, sowohl Abfälle wie Risiken der Produktion zu verringern, verbessert werden können, ohne zu den teuren „end-of-pipe"-Technologien Zuflucht zu nehmen (BACKMAN et al., 1990).

714. Wie die vorstehenden Ausführungen zeigten, folgt aus dem inneren Zusammenhang von Produktion und Abfall keineswegs selbstverständlich, daß sich moderne Technologien bzw. Produktentwicklungen und umweltverträgliche Abfallwirtschaft in der wünschenswerten Beziehung zueinander entwickeln. Bisherige Erfahrungen legen eher den Schluß nahe, daß die Intentionen moderner Produktentwicklung und diejenigen umweltverträglicher Abfallwirtschaft einander entgegengerichtet sind (Abschn. 4.4.2). Darum ist die Umweltpolitik gefordert, sich mit den oben beschriebenen Hindernissen auseinanderzusetzen und die Voraussetzungen zu schaffen, die die heute noch nicht bestehende Einbeziehung abfallwirtschaftlicher Gesichtspunkte in die Planung und Entwicklung von Produkten und Produktionsprozessen ermöglichen bzw. unterstützen. Dabei sind klare umweltpolitische Rahmendaten und Zielvorgaben von größter Bedeutung, um die Unternehmen zu veranlassen, der Vermeidung von Reststoffen und Abfällen, insbesondere von Problemstoffen, den nötigen Rang einzuräumen.

Dabei darf auch ein grundsätzlicher Mangel nicht übersehen werden: Die Betriebe haben nur unvollständige Informationen „über die ökologischen Folgen industrieller Produktion, damit auch über die Möglichkeiten, im jeweiligen Falle die Umweltbelastung zu reduzieren" (STREBEL, 1978). Die staatliche Umweltpolitik ist aufgerufen, den Unternehmen nicht nur Informationen bereitzustellen, sondern durch Vorgaben und Rahmenbedingungen unzweideutig Hilfen bei der Bewertung von betrieblichen Investitionsalternativen zu geben.

4.3.2 Hemmnisse für Vermeidung und Verwertung in den Haushalten

715. Im Haushaltsbereich liegen Potentiale der Vermeidung und Verwertung von Abfällen, die über das hinausgehen, was bisher in einzelnen Regionen erschlossen wurde. Hemmnisse, die ihrer weiteren Ausschöpfung entgegenstehen, sind vor allem in nachfolgend beschriebenen Faktoren zu suchen (Abschn. 2.4.1.3).

716. Heute sind zwar wesentlich mehr Haushalte als noch vor 10 oder 20 Jahren bereit, durch ein entsprechendes Sammelverhalten eine Verwertung von Fraktionen des bei ihnen anfallenden Hausmülls zu ermöglichen. Die Zwischenlagerung der getrennt gesammelten Fraktionen in den Haushalten bringt jedoch erhebliche Probleme mit sich, wenn kein Holsystem mit geeigneten Sammelbehältern durch die kommunalen Entsorgungsbetriebe eingerichtet ist: sie bereitet Mühe, verursacht Platzprobleme und eventuell auch Geruchsbelästigung. Die grundsätzlich vorhandene Bereitschaft zu getrennter Sammlung wird dadurch eingeschränkt und die erzielten Ergebnisse bleiben unter dem Niveau, das mit einem Holsystem erreichbar wäre.

Ein Bringsystem hat demgegenüber jedoch den Vorteil, daß es die Möglichkeit eröffnet, eine größere Zahl von Wegen der getrennten Erfassung von Hausmüllfraktionen einzurichten: einen „Entgiftungsweg" des Hausmülls durch Isolierung toxischer Stoffe bzw. von Produkten, die solche Stoffe enthalten (Batterien, Akkus, Lösemittel- und Farbreste, Taschenrechner, Arzneimittel u. a.); einen Weg für Glas, für Papier/Pappe, für Dosen sowie mehrere Wege für Kunststoffe, sobald sie entsprechend gekennzeichnet sind (PE, PP, PS, PVC), was nach den Plänen der Bundesregierung bis Ende 1991 der Fall sein soll. Letzteres setzt aber eine

entsprechende Sorgfalt der Haushalte bzw. gewisse Kenntnisse der Stoff- und Warenkunde voraus, die in den Haushalten selten vorhanden sind.

717. Die bestehende Bereitschaft, zur Verwertung von schadstoffhaltigen Haushaltsabfällen durch die Rückgabe von z. B. Batterien, Akkus oder Quecksilber- und FCKW-haltigen Haushaltsgeräten beizutragen, läßt sich in vielen Fällen nicht in die Tat umsetzen, weil entweder keine flächendeckenden und jederzeit in Anspruch zu nehmenden Sammlungs- und Verwertungsmöglichkeiten bestehen (z. B. für Nickel-Cadmium-Akkus, Kühlschränke, PCB-haltige Kondensatoren aus Leuchtstofflampengehäusen) oder der einzelne nicht darüber informiert ist, wo er diese Gegenstände zurückgeben kann. Aufwand und Anstrengungen für die Erlangung dieser Informationen sind für den einzelnen auch in Großstädten in der Regel zu hoch bzw. nicht zumutbar (Abschn. 4.6.6.3).

718. Schadstoffhaltige Produkte sind immer noch nicht ausreichend verwechslungssicher durch Formen und Farben, die deutlich von denen schadstofffreier Produkte gleicher Funktion abweichen, gekennzeichnet. Auch fehlen Kennzeichnungen über die Abfallbedeutung von Produkten sowie Informationen darüber, wie der Verbraucher mit dem Produkt bei und nach dessen Gebrauch sachgerecht zu verfahren hat, insbesondere darüber, wie er es Verwertungsprozessen zuführen kann. Dies gilt in erster Linie für die genannten schadstoffhaltigen Haushaltsgeräte. Kennzeichnungen und Aufdrucke auf den Produkten mit den erforderlichen Informationen sollten daher alsbald eingeführt werden (Abschn. 4.6.6.3).

719. Im Sortiment fehlen in vielen Fällen Produkte, deren Entsorgung unproblematisch oder deren Verwertung möglich ist. Der Verbraucher hat dann nicht die Möglichkeit, durch seine Kaufentscheidung einen Beitrag zu einer umweltverträglichen, d. h. vermeidungs- und verwertungsorientierten Abfallwirtschaft zu leisten, selbst wenn er das möchte. Hier ist die Bereitschaft der Hersteller und vor allem des Handels gefordert, Substitutionsprodukte zu entwickeln, in den Handel zu bringen und für diese entsprechend zu werben. Der Einzelhandel zeigt bisher erst in wenigen Sektoren die erforderliche Bereitschaft zur kostenlosen Rücknahme schadstoffhaltiger oder verwertbarer Produkte. In Berlin lief 1989 ein Pilotprojekt zur Verwertung von in Absprache mit dem Einzelhandel gekennzeichneten Kunststoffbehältnissen und -verpakkungen an. Die Verbraucher wurden aufgefordert, diese zu sammeln und abzugeben, aber nicht dort, wo sie regelmäßig einkaufen, sondern bei einigen wenigen, im Stadtgebiet verteilten „Recyclinghöfen" der Berliner Stadtreinigung.

720. Den Haushalten ist es zwar ohne große Anstrengungen möglich, die technischen Details einzelner Produkte zu erfahren (über Presse, Testzeitschriften usw.), nicht jedoch Informationen über die Abfalleigenschaften der Produkte, die sie täglich benutzen. Auf diesem Gebiet gibt es zwar begrüßenswerte Ansätze, vor allem auf Seiten der Informationspolitik des Umweltbundesamtes, des Bundesministers für Umwelt und der Stiftung Warentest. Aber auch dort wird in der Regel über die Umweltverträglichkeit von Produkten allgemein informiert, ohne deren Abfallseite gezielt in den Vordergrund zu rücken. Vor allem fehlen vergleichende und bewertende Produktuntersuchungen, die sich auf Abfallfragen konzentrieren und die Namen der betreffenden Hersteller und Händler nennen, bei denen Produkte bezogen werden können, die zu verwerten bzw. umweltverträglich zu beseitigen sind.

In Kommunen, Verbraucherverbänden, Haushaltsfachschulen, Volkshochschulen u. a. gibt es immer noch zu wenige qualifizierte Berater, die in der Lage sind, die erforderlichen Informationen und konkrete Handlungsanweisungen für den Umgang mit Abfällen zu geben (Abschn. 5.1.5.1).

721. Im Lebensmitteleinzelhandel und besonders im Getränkeeinzelhandel hat in den 70er Jahren der Anteil von Einwegbehältnissen zu Lasten von Mehrwegbehältnissen stark zugenommen. Diese Entwicklung — eine Folge der Konzentration im Einzelhandel und der dadurch veränderten Struktur und Lieferwege — bringt für die Abfallwirtschaft erhebliche Nachteile mit sich. Sie ging zeitgleich mit der Umstellung auf das Selbstbedienungssystem einher, ist jedoch mit diesem allenfalls teilweise verknüpft. Auch die vor kurzem betriebene Einführung einer neuen Kunststoff-Einwegflasche aus Polyethylenterephthalat (PET) hat ihre Ursache in dem Wunsch, einen Teil des Getränkemarktes stärker zu konzentrieren. Grundsätzlich kann man sagen, daß dezentral organisierte Märkte für Mehrwegsysteme geeigneter sind. Eine Ausnahme könnte dann gegeben sein, wenn die Marktkonzentration bei Firmen mit hoher Unternehmensethik, wie z. B. Migros in der Schweiz, erfolgt.

Eine analoge Verschränkung von „struktureller Ursache" und Form der Distribution ist auch im Bereich der Luxusverpackungen gegeben. In einer Gesellschaft, in der Luxuskonsum ein mehrheitlich akzeptiertes, geschätztes Gut darstellt, ist es nicht konsistent begründbar, Luxusverpackungen umweltpolitisch zu bekämpfen, Luxus selbst aber unter wirtschaftspolitischen Gesichtspunkten und anderen Motiven zu begrüßen. An diesem Zielkonflikt wird deutlich, daß den Zielen der umweltverträglichen Abfallwirtschaft keine herausgehobene Sonderstellung zukommt, sie ihren Rang vielmehr in der Auseinandersetzung mit konkurrierenden Zielen und Werten im Wertesystem der Gesellschaft auszuweisen haben.

722. Aber auch auf der Ebene der Einstellungen und Verhaltensweisen sind Hinderungsgründe für die Realisierung möglicher Vermeidungspotentiale zu suchen. So wird die Marktfähigkeit von Verwertungsprodukten nicht nur durch überhöhte Qualitätsanforderungen, die sich in Vorschriften und Normen niederschlagen, behindert (Tz 709). Auch anspruchsvolle oder traditionell eingefahrene Konsumgewohnheiten und „das verbreitete Vorurteil, daß Recyclingprodukte nach Müll riechen, unhygienisch oder sonstwie minderwertig sind" (HARTKOPF und BOHNE, 1983), schränken den Umfang der Verwertung von Reststoffen und Abfällen über die technisch gesetzten Schranken hinaus ein. Durch eine bessere Aufklärung und Beratung von Herstellern, Händlern und Verbrauchern muß versucht werden, Vorurteile auf Seiten der Konsumenten abzubauen (Abschn. 4.6.6).

723. Abfallfragen sind im Hinblick auf die Kostenzurechnung dadurch gekennzeichnet, daß für eine große Zahl von Abfallarten, insbesondere die Massenabfälle, keine Übernahme der vollen Kosten durch Produzenten oder Verbraucher erfolgt. Im Denken von Unternehmen, Administration und kommunalen Institutionen ist verankert, daß Produktion und Distribution einen Gewinn für die Unternehmen ermöglichen muß, die späteren Beseitigungskosten der mit dieser Wertschöpfung verbundenen Abfälle dagegen sozialisiert werden. Denn auch dann, wenn der Letztverbraucher die laufenden Entsorgungskosten in Form von Gebühren voll trägt, bezahlt er dennoch nicht die darüber hinausgehenden volkswirtschaftlichen Kosten der durch den Abfall ausgelösten Umweltbelastung (FABER et al., 1990).

724. Empirische Untersuchungen zeigen (z. B. Modellversuch Konstanz, 1975 bis 1976), daß die Motivation der Konsumenten zu abfallsparendem Verhalten den mit Abstand wichtigsten Einflußfaktor darstellt und die Tarifgestaltung sowie die absolute Höhe der Abfallgebühren demgegenüber geringere Bedeutung haben. Wird die vorhandene Motivation der Haushalte zur getrennten Sammlung von Fraktionen ihres Hausmülls ausgenutzt und ein entsprechendes logistisches Angebot zusammen mit adäquater Information durch die Kommunen bereitgestellt (Abschn. 5.1.2, 5.1.5 und 5.1.6), kann relativ schnell eine Gewichtsreduktion des Hausmülls um ca. 20 bis 30 % erreicht werden. Das Verminderungspotential ist jedoch wesentlich größer; Voraussetzung ist, daß alle gegenwärtig bereits möglichen und in Vorbereitung befindlichen Verwertungspfade auch realisiert werden, z. B. eine umfassende Kennzeichnung der verschiedenen Arten der Kunststoffe eingeführt wird und vor allem möglichst sortenreine, schadstofffreie und umweltverträgliche Kunststoffe verwendet werden.

725. Dazu bedarf es aber eines längeren Umstellungsprozesses der Verhaltensweisen der Haushalte, der sich auf den Zeitraum von einer Generation erstrecken kann. In diesem Zeitraum wird ein entsprechendes soziales Lernen eingeübt. Es ist in Prozesse der sozialen Kontrolle eingebettet, in denen die neuen Einstellungen und Verhaltensweisen angeeignet und internalisiert werden, wie zahlreiche Beispiele, z. B. die Einführung der neuzeitlichen Hygiene- und Tischsitten belegen (ELIAS, 1976). Am Ende eines solchen Prozesses des sozialen Lernens hat sich — rückblikkend betrachtet — ein Wandel der Mentalitäten vollzogen: Von einer beseitigungsorientierten Mentalität, die in der „Wegwerfgesellschaft" dominiert, hin zu einer verwertungsorientierten Mentalität, die die Verhaltensweisen der Menschen in der auf Vermeidung von Abfällen angelegten Abfallwirtschaft von morgen bestimmt (Abschn. 7.2.2).

Politische Maßnahmen können einen solchen Mentalitätswandel nicht wesentlich abkürzen oder steuern. Eine umsichtige, langfristig orientierte Politik kann ihn aber erleichtern, wenn sie Gesetze und rechtliche Regelungen in die Wege leitet, die auf diesen Wandel setzen, die neuen Verhaltensweisen korrekt antizipieren und dadurch auch instrumentell unterstützen.

Ebenso ist der Einfluß von kulturellen Entwicklungen und Modefaktoren zu berücksichtigen. Beispielsweise ist auf die Abfallverminderung, die sich als Nebeneffekt der in den vergangenen 10 bis 15 Jahren spontan entstandenen Gebrauchtwaren- und Trödel-Märkte einstellte, hinzuweisen. Die Entstehung dieser Märkte zeigt, daß die Realisierung von Abfallverminderungspotentialen nicht notwendig eines Anstoßes durch den Staat oder einer umweltpolitischen Motivation bedarf.

4.4 Abfallvermeidung und -verwertung als Aufgabe bei der Entwicklung von Stoffen und Produkten sowie der Planung von Produktionsprozessen

4.4.1 Vorbemerkungen

726. Wenn die Leitlinie des Abfallgesetzes Wirklichkeit werden soll, müssen Mittel und Wege gefunden werden, die Vermeidung und Verwertung spezifischer Abfälle umfassend anzustoßen und dauerhaft durchzuführen. Ohne eine breite technische und organisatorische Umsetzung dieser Leitvorstellung in relevanten Bereichen, durch die sowohl der Beweis ihrer Praktikabilität und Entwicklungsfähigkeit als auch ihres umweltpolitischen Nutzens erbracht wird, kann es keine grundlegende Neuorientierung auf dem Abfallsektor geben.

727. Die im folgenden dargestellten produktionsorientierten Maßnahmen (Abschn. 4.5.1: Prozeßbezogene Beispiele) lassen sich einem oder mehreren der fünf folgenden Ansätze der Abfallvermeidung zuordnen (s. auch OTA, 1986, wo allerdings ein sehr viel engerer Begriff von Vermeidung zugrunde liegt:

- Änderungen in der Struktur des Rohstoffeinsatzes entweder durch Wahl anderer Materialien oder durch Einsatz zwar der gleichen Materialien, aber mit bestimmten anderen Eigenschaften bzw. Spezifikationen
- Änderungen in der Basistechnologie und in der Ausrüstung der Produktion, worin Modernisierung, Modifizierung und eine bessere Kontrolle der Prozeßausrüstung eingeschlossen sind
- Prozeßintegrierte Stoffrückführung innerhalb bereits bestehender Verfahren
- Verbesserung beim Betreiben der Anlage, insbesondere ein sparsames und sorgfältiges Vorgehen bei den einzelnen Schritten
- Änderungen im Design, der Komposition oder Spezifikation der Endprodukte, die grundlegende Änderungen im Herstellungsprozeß oder im Gebrauch der Roh- und Hilfsstoffe erlauben.

Unter den vorgenannten Ansätzen spielt die Wahl anderer Materialien und Stoffe für eine zukunftsorientierte Vermeidungsstrategie die wichtigste Rolle. Anhaltspunkte, welche Stoffe einschließlich ihrer Umwandlungsprodukte vorrangig vermieden werden sollten, ergeben sich aus den verschiedenen verfügbaren Listen von problematischen Stoffen. Dazu gehören vor allem die aus den Untersuchungen von Altlasten gewonnenen Listen (SRU, 1989), die Listen der US-Umweltbehörde (EPA) sowie der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), aber auch die Listen der Altstoffe des Beratergremiums für umweltrelevante Altstoffe (BUA) bei der Gesellschaft Deutscher Chemiker, die Stofflisten der Umweltministerkonferenz der Länder (UMK), des Bundesministeriums für Umwelt und Reaktorsicherheit (BMU) und des Umweltbundesamtes (UBA).

728. Eine spezifische Verminderung von Problemstoffen im Siedlungsabfall kann vor allem durch Substitution von Produkten oder Stoffen, durch Verzicht auf Produkte, durch längere Lebensdauer von Produkten oder durch ihre Weiterverwendung bzw. Wiederverwendung erfolgen (Abschn. 4.5.2: Produktbezogene Beispiele). Hierbei kommt es dem Rat vor allem darauf an, die technischen und organisatorischen Voraussetzungen dieser Möglichkeiten der Vermeidung von Problemabfällen darzustellen. Die Auswahl der Beispiele in Kapitel 4.5 beansprucht nicht, vollständig alle Felder der Abfallvermeidung abzuhandeln. Vielmehr wurden solche Beispiele gewählt, bei denen ohne Zweifel ein besonderer Handlungsbedarf besteht.

4.4.2 Verwertungsgerechte Gestaltung technischer Produkte

Begriff und Formen des „Recycling"

729. Diesem Abschnitt liegt die VDI-Richtlinie 2243 Entwurf „Recyclingorientierte Gestaltung technischer Produkte" (Entwurf vom Dezember 1984) zugrunde. Obwohl der Begriff „Recycling" in diesem Gutachten sonst aus guten Gründen vermieden wird (Tz. 47), wird er in diesem Abschnitt verwendet, sowohl als Zitat wie als Zeichen der Wertschätzung der VDI-Richtlinie 2243 Entwurf.

730. Bei Entwurf und Konstruktion von Produkten sowie bei der Entwicklung von Verfahren sollten regelmäßig folgende Möglichkeiten geprüft werden:

- Kann der Stoffeinsatz verringert werden, z. B. durch bessere Materialausnutzung, durch längere Lebensdauer des Produkts oder durch weniger Abfälle bei der Produktion?
- Können Werkstoffe, die zu ökologisch bedenklichen Abfällen führen, durch solche substituiert werden, die rückgeführt oder die in ökologisch unbedenkliche Stoffe umgewandelt werden können?
- Wie kann das „Recycling" von Produktionsabfällen und Produkten durch Verwertung oder erneute Verwendung von Werkstoffen, Teilen, Baugruppen oder ganzen Produkten ermöglicht und erleichtert werden?

Gewiß werden auch heute schon Reststoffe aus der Produktion sowie Investitions- und Konsumgüter am Ende ihrer Lebenszeit verwertet. Das Potential ist aber wesentlich größer als die tatsächlich genutzten und

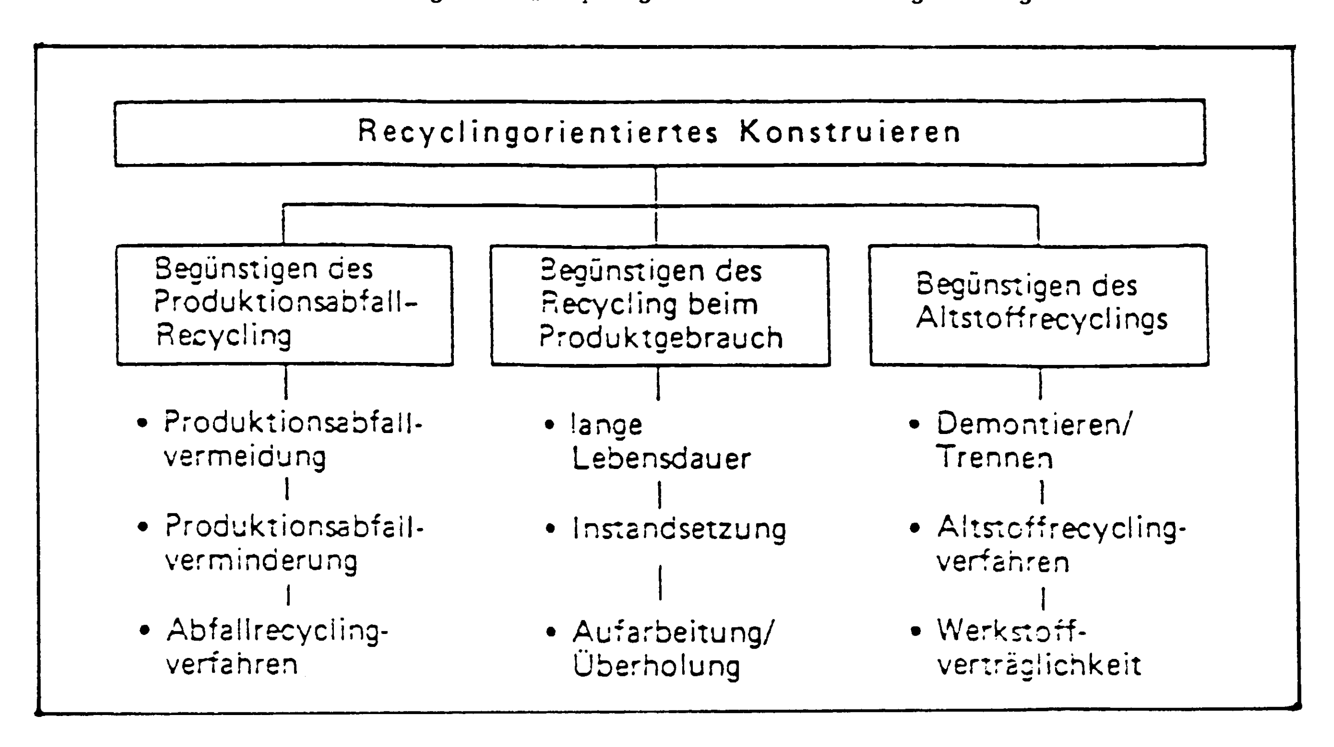
auch als die unter heutigen Konstruktions- und Produktionsbedingungen nutzbaren Möglichkeiten. Darum fördert die Bundesregierung ein mehrjähriges Forschungs- und Entwicklungsprojekt (FKZ: 01 ZH 8816), das vom Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT) Berlin koordiniert wird. In ihm sollen Konzepte zur entsorgungsgerechten Gestaltung von Massenerzeugnissen einschließlich der Herstellung entsprechender Prototypen entwickelt werden (ARNDT, 1989; KREIBICH, 1989). Von diesem Projekt können wichtige Impulse dafür ausgehen, daß komplex aufgebaute Produkte den obigen Kriterien besser genügen. Es ist zu wünschen, daß sich möglichst viele Unternehmen an diesem Projekt beteiligen.

731. Eine Voraussetzung für die häufigere Verwertung von Altstoffen wäre, daß sie sortenrein vorliegen. Aber gerade das ist meist nicht der Fall. Der Einsatz von Eisenschrott ist beispielsweise an seine Kupferfreiheit gebunden. Präventive Maßnahmen bei der Konstruktion sind eine wesentliche Voraussetzung, um auch für Produkte mit mittleren und kleineren Stückzahlen die notwendige Wirtschaftlichkeit der Aufarbeitungs- und Aufbereitungsverfahren zu erreichen. Für die Wirtschaftlichkeit der Altteile-Verwertung ist es wesentlich, dem Käufer zu vermitteln, daß aufgearbeitete Altteile nicht als minderwertig aufzufassen sind. Weitere Voraussetzungen sind verstärkte Forschungsanstrengungen über das Langzeitverhalten metallischer und vor allem nichtmetallischer Werkstoffe sowie der Übergang zu einer Modellpolitik mit längeren Produktverweilzeiten am Markt. Auch hierbei kommt es auf eine Käufereinstellung an, die diesen Übergang unterstützt.

Maßnahmen, die auf eine spätere Verwertung von Produktteilen und Werkstoffen abzielen, dienen häufig auch der Instandhaltungsfreundlichkeit und müssen jedenfalls nicht notwendig zu einer Steigerung der Produktkosten führen. Um dieses Ziel zu erreichen, muß der Konstrukteur gewisse Regeln beachten und über die erforderlichen Informationen und Unterlagen verfügen (BDI, 1988a; MEYER, 1983a und b; WEEGE, 1981). Abbildung 4.4.1 zeigt im Überblick, mit welchen Zielrichtungen der Konstrukteur in die Produktgestaltung eingreifen kann.

Abbildung 4.4.1

Zielrichtungen der „recyclingorientierten" Produktgestaltung



Quelle: VDI 2243 Entwurf, Bild 4 (1984)

732. Der VDI hat 1984 den Entwurf der genannten Richtlinie vorgelegt, der gegenwärtig vollständig überarbeitet wird. Dabei soll das Schwergewicht darauf gelegt werden, den Zwang zur Beseitigung von ausgedienten Produkten oder Produktteilen dadurch abzuschwächen, daß einerseits möglichst viele Teile verwertet werden oder daß andererseits durch eine längere Lebensdauer von Produkten oder Produktteilen eine andernfalls notwendige Beseitigung verzögert wird.

In dem Entwurf dieser Richtlinie sind nicht nur vielfältige Empfehlungen für die Konstruktionspraxis zusammengestellt; es wird auch herausgearbeitet, daß Aufbereitungs- bzw. Aufarbeitungsverfahren und Produktgestaltung aufeinander abgestimmt sein müssen, damit eine wirtschaftliche Altstoff- und Produktverwertung, die die am Markt nachgefragten Qualitätsstandards einhält, systematisch aufgebaut werden kann. Gerade weil der Rat diese Vorarbeit des VDI für sehr verdienstvoll erachtet und den in der Richtlinie

beschriebenen Stand des Konstruierens und Aufarbeitens für zukunftsweisend hält, bedauert er, daß der Entwurf seit 1984 nicht verabschiedet wurde. Es wäre zweifellos ein Fortschritt und entlastete die Umwelt in vielen Bereichen, wenn der VDI seinen Entwurf als Beschreibung des Stands der Technik für ingenieurmäßiges Konstruieren nach Fortschreibung verabschiedete. Zur Ermutigung und um die Bedeutung zu unterstreichen, macht sich der Rat die wesentlichen Teile des Entwurfs in Form einer Empfehlung an alle, die mit technischen Konstruktionen betraut sind, zu eigen. Aus diesem Grunde wird die Richtlinie in Anhang I. 1 gekürzt abgedruckt.

4.4.3 Produktionsintegrierter Umweltschutz in der chemischen Industrie*)

733. Die Mitgliedsfirmen des Verbandes der chemischen Industrie haben sich in ihren Leitlinien „Chemie und Umwelt" (VCI, 1986) zu der Aufgabe bekannt, „ihre Produkte sicher herzustellen und dafür zu sorgen, daß sie sicher zu handhaben, sicher anzuwenden und sicher zu entsorgen sind", indem „sie die naturwissenschaftlichen Erkenntnisse und technischen Möglichkeiten nutzt, um die Belastung der Umwelt beim Betrieb ihrer Produktionsanlagen möglichst gering zu halten". Dieser allgemeine Grundsatz wurde 1989 als „Verpflichtung" bekräftigt: „Die chemische Indutrie sieht es als eine uneingeschränkte Verpflichtung und als oberstes Ziel ihrer vielfältigen Umweltschutzbemühungen an, die durch die industrielle Tätigkeit entstehenden Belastungen auf ein für die Umwelt verträgliches Maß zu reduzieren" (LIPPHARDT, 1989).

Diese Absichtserklärung beruht weniger auf altruistischen Motiven als auf unternehmensbezogenen ökonomischen Überlegungen, Umweltschutzinvestitionen kosteneffizient zu tätigen. Im Selbstverständnis der Industrie ist „Kostendruck ... der beste Umweltschützer" (NEUHAHN, in: VDI-Nachrichten v. 22. Juni 1990).

734. Das Schwergewicht der von der chemischen Industrie getroffenen Maßnahmen zum Schutz der Umwelt lag bisher auf nachgeschalteten Anlagen zur Behandlung von Abwasser und Abluft sowie zur Entsorgung fester Abfälle. Mit steigenden Umweltschutzanforderungen nehmen aber die Kosten dieser „end-of-pipe"-Maßnahmen sehr rasch zu, so daß sie, zumindest für einige Unternehmen nicht mehr zu bezahlen sind; es gibt nur die Alternative der Integration des Umweltschutzes in die Produktion (TENUD et al., 1990). Danach sind chemische Prozesse für einen möglichst geringen Anfall von Reststoffen auszulegen. Unter Prozeß ist eine verfahrenstechnische Einheit zu verstehen, in der die chemischen, biologischen und physikalischen Schritte zur Herstellung von gewünschten Zwischen- oder Endprodukten stattfinden. Reststoffe sind vom Betreiber chemischer Anlagen nicht erwünschte Stoffe, die in chemischen Reaktionen entstehen oder verbleiben. Von diesen Reststoffen kann in der Regel ein Teil wieder verwertet werden; der nicht verwertbare Teil muß als Abfall entsorgt werden.

*) Diesem Abschnitt liegen verschiedene Veröffentlichungen der Initiative „Produktionsintegrierter Umweltschutz" des „Freiburger Kreises" (LIPPHARDT, 1989) zugrunde.

Daraus folgt, daß Reststoffe bereits in der Produktion zu minimieren sind, anstatt sie anschließend unter teilweise erheblichen Kosten zu beseitigen. Diese wirtschaftliche Überlegung liegt dem Konzept des „produktionsintegrierten Umweltschutzes" zugrunde, das von Vertretern deutscher und schweizerischer Chemieunternehmen, Universitätsintitute und Vereinigungen 1989/90 erarbeitet wurde und sich nun in der praktischen Umsetzung zu bewähren hat (LIPPHARDT, 1989; DECHEMA, 1990). Das Konzept sieht sowohl vor, alle bestehenden Prozesse zu überarbeiten oder gänzlich neu zu entwickeln, um den Anfall von Reststoffen zu vermeiden oder zu vermindern, als auch unvermeidliche Reststoffe innerhalb von Prozessen und Verfahren, gegebenenfalls auch innerhalb eines Produktionsverbunds, zu verwerten oder, wenn das nicht möglich ist, diese umweltverträglich zu beseitigen.

Während der additive Umweltschutz zwangsläufig zusätzliche Kosten bedeutet und bei ihm zudem eine Tendenz zur Kostensteigerung eingebaut ist, da immer wieder neue additive Maßnahmen notwendig werden, ist bei Anwendung des produktionsintegrierten Umweltschutzes durchaus die Möglichkeit gegeben, die finanzielle Belastung für eine Verringerung der Emissionen geringer zu halten oder sogar die Herstellungskosten zu senken (LIPPHARDT, 1989).

735. Der Rat sieht in diesem Konzept eine wichtige Initiative, um Belastungen, die von Reststoffen und Abfällen immer ausgehen, wirksam zu verringern. Der Rat übernimmt im folgenden Teile des Konzepts in seine Empfehlungen und regt zugleich an, daß der VCI und seine Mitgliedsfirmen die allgemeinen Grundsätze alsbald für alle relevanten Prozesse und Verfahren konkretisieren, Zeitpläne und Termine für die erforderlichen Umstellungen bekanntmachen und jährlich die Öffentlichkeit über den Stand der Realisierung des Konzepts und über die erreichten Minderungen bei Reststoffen und Abfällen informieren sollte.

736. Produktionsintegrierter Umweltschutz ist in der chemischen Industrie sowohl schwierig zu realisieren als auch besonders notwendig. Reststoffe und Abfälle treten in der Regel vermischt auf, was ihre Verwertung ebenso wie ihre Behandlung und Beseitigung erschwert. Die Verhältnisse wären dann übersichtlich, wenn jeweils ein reiner Stoff mit einem reinen Reaktionspartner umgesetzt werden könnte. Diese Forderung wird aber meist an der Nichtverfügbarkeit reiner Ausgangsprodukte scheitern. So steht beispielsweise Kohlenstoff für die einfache Reaktion mit Sauerstoff zu Kohlendioxid ($C + O_2 \rightarrow CO_2$), außer in der Form von Reinstgraphit oder Diamant, nicht zur Verfügung. Da Kohle neben Kohlenstoff noch Stickstoff (N) und Schwefel (S) enthält, entsteht aus Kohle neben Kohlendioxid stets auch Stickstoffdioxid, andere Stickstoffoxide, Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid. Die Nichtverfügbarkeit reiner Roh- und Hilfsstoffe als Ausgangsprodukte (Edukte) sowie Folge- und Parallel-Reaktionen führen bei jeder chemischen Umsetzung grundsätzlich zu einem Stoff-Gemisch; dieses

muß in Wertstoffe (Produkte) und Reststoffe (Abprodukte) aufgetrennt werden (Abschn. 2.1.1; SCHAUM, 1988; SCHULZE, 1987).

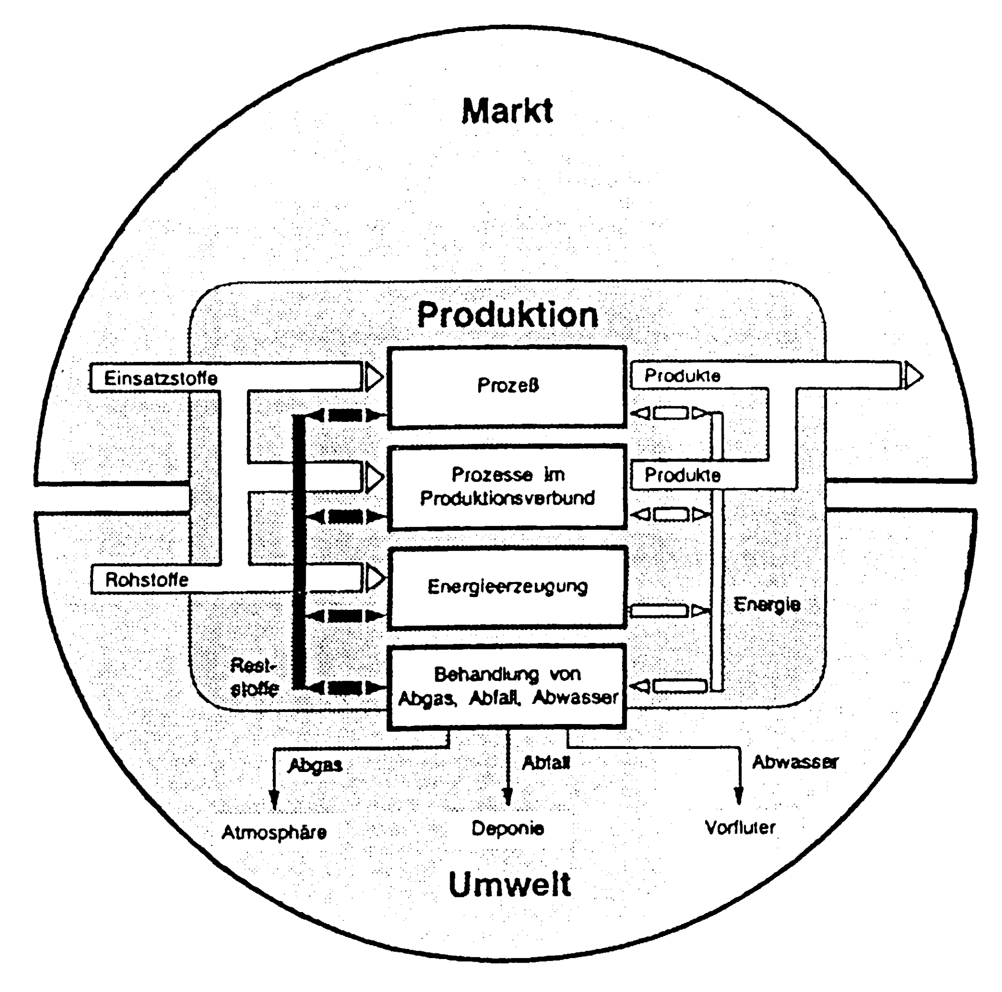
737. Eine weitere Quelle der Rückstandsentstehung stellen die eingesetzen Hilfsstoffe dar, die während des Prozesses chemisch umgewandelt werden können. Durch Reinigungs- und Trennoperationen (Kristallisieren, Rektifizieren) wird das Produkt in möglichst hoher Reinheit hergestellt und durch sie werden die Nebenprodukte in den Reststoffen angereichert. Für fast alle Stoffe gibt es ein Reagenz, um sie umzuwandeln; dieses Reagenz kann aber auf mehr als einen der anwesenden Stoffe wirken. Deshalb schreitet die Reaktionsverzweigung immer weiter fort. Aber auch bei der Einwirkung eines Reagenzes auf nur einen Stoff entsteht nur in seltenen Fällen ein einziges Produkt. Beispielsweise entsteht durch Einwirkung von Ozon auf reines Cyclohexanol nebeneinander Malonsäure, Glutarsäure, Adipinsäure und Oxalsäure.

738. Neben den Roh- und Hilfsstoffen ist als weitere Ursache der Rückstandsentstehung die Prozeßführung zu nennen. Bei vielen Prozessen werden die Ausgangsstoffe nur teilweise umgesetzt; ihre Reste werden mit dem Rückstand ausgetragen (SUTTER, 1987a). Im produktionsintegrierten Umweltschutz werden systematisch alle chemischen und prozeßtechnischen Möglichkeiten des Produktionsverbundes genutzt, um die bei der Herstellung von Produkten entstehende Belastung der Umwelt auf ein Gesamtminimum zu reduzieren. Die dazu notwendigen Maßnahmen beginnen beim Einzelprozeß, gehen aber in der Regel weit darüber hinaus. Derartige produktionsintegrierte Lösungen schließen innerhalb der Produktion häufig mehrere Prozesse und gegebenenfalls Nachbehandlungsstufen mit ein.

Abbildung 4.4.2 zeigt das „Vier-Stufen-Modell" des produktionsintegrierten Umweltschutzes nach neuem Verständnis der oben genannten Initiative (DECHEMA, 1990). Dieser Ansatz verstand zuerst die Verbrennung organischer Reststoffe als „energetische Verwertung" und bilanzierte den erzielbaren Wärmegewinn gegen den Wert der aus ihnen potentiell gewinnbaren Stoffe (JOSCHEK, 1989). Neuer-

Abbildung 4.4.2

„Vier-Stufen-Modell" des „produktionsintegrierten Umweltschutzes" (nach neuem Verständnis des „Freiburger Kreises")



Quelle: DECHEMA, 1990

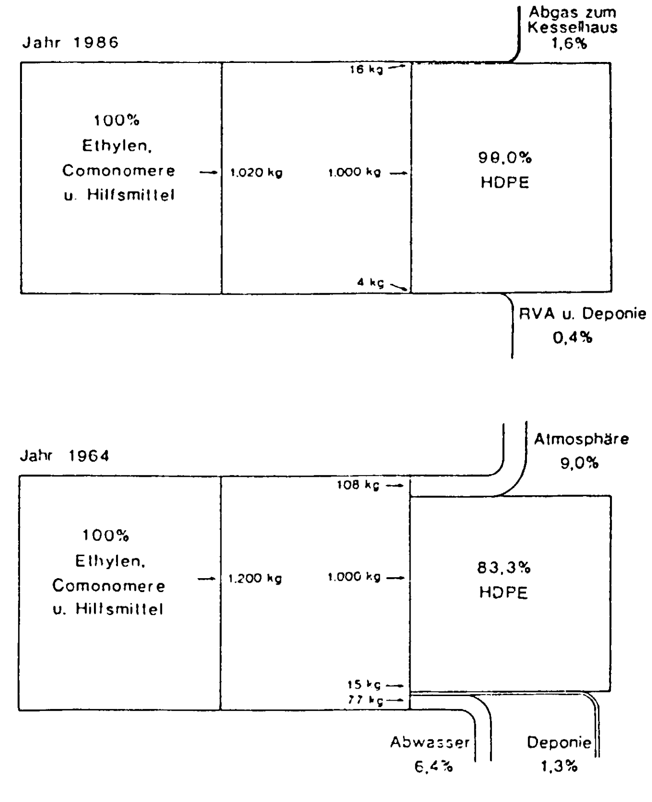
dings faßt der „Freiburger Kreis" unter „energetischer Verwertung" von Reststoffen nur solche Fälle zusammen, bei denen hochwertige Primärenergieträger zur Erzeugung von Hochdruckdampf bzw. Strom ersetzt werden.

739. Die Analyse der Ursachen der Abfallentstehung in der chemischen Industrie ergibt, daß der überwiegende Teil der dort erzeugten Sonderabfälle auf den Einsatz von Hilfsstoffen und die Prozeßführung zurückzuführen ist (SCHAUM, 1988). Es ist daher ein vorrangiges Ziel der Umweltschutzbemühungen, die einzelnen Prozesse so zu führen, daß der Reststoffanteil möglichst gering bleibt. Dieses Ziel kann durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

- Verbesserung der chemischen Prozesse mit Hilfe neuer Synthesewege bzw. neuer Kombination von Prozeßschritten. Abfallarme Verfahren sind z. B. bei der großtechnischen Herstellung von Polyethylen realisiert, was durch einen Vergleich der Verluste in den Jahren 1964 und 1986 deutlich wird. Die Anteile für 1964 betragen: 9 % Verlust in die Atmosphäre, 6,4 % Verlust in das Abwasser, 1,3 % Verlust auf die Deponie; Produkt 83,3 %. Für 1986 lauten die Anteile: 1,6 % Verlust ins Kesselhaus, 0,4 % Verlust Rückstandsverbrennung und Deponie; Produkt 98,0 % (Abb. 4.4.3).
- Einsatz katalytischer Prozesse und Verbesserung der Katalysatoren; z. B. wurde bei der Herstellung

Abbildung 4.4.3

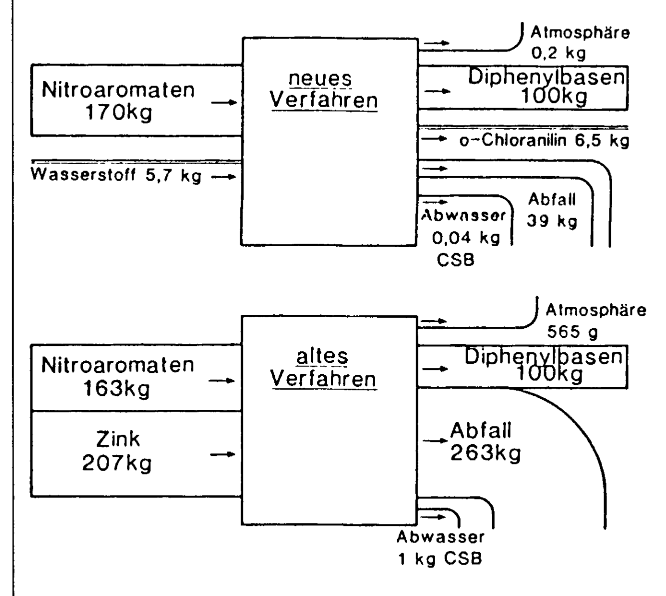
Mengenfluß bei der Herstellung von Polyethylen hoher Dichte (HDPE)



Quelle: SCHAUM, 1988

Abbildung 4.4.4

Verfahrensverbesserung bei der Synthese von Diphenylbasen



Quelle: SCHAUM, 1988

von Diphenyl-Basen die Reduktion mit Zink auf ein katalytisches Verfahren umgestellt. Lösemittel und Schwefelsäure werden regeneriert und rückgeführt. Der bisherige Anfall von etwa 8 000 t/a Zinkoxid wird vermieden (Abb. 4.4.4). Von der Entwicklung und Anwendung neuer Katalysatoren erwarten WEITKAMP (1989) und WINTERFELDT (1989) weitere bedeutende Beiträge zur umweltschonenden Synthesechemie.

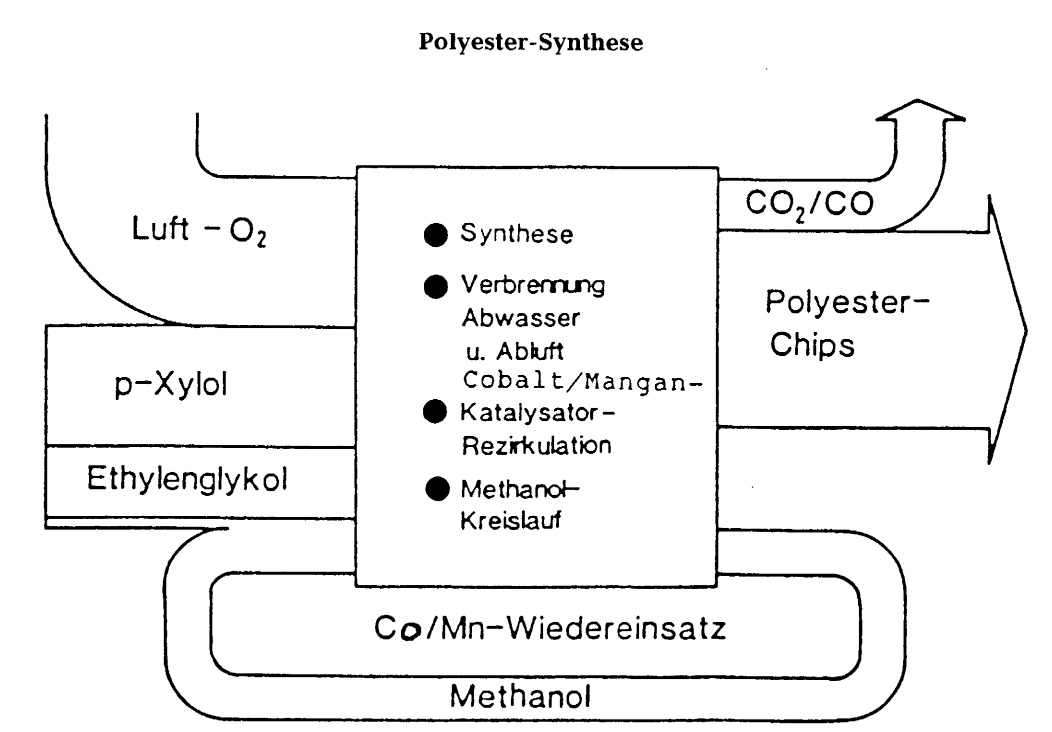
- Anlagen- und regeltechnische Prozeßoptimierung; z. B. wurden bei der Polyestersynthese die Stoffkreisläufe und Reinigungsschritte so in die Produktionsanlage integriert, daß außer dem Produkt praktisch nur CO_2/CO die Anlage verläßt (Abb. 4.4.5).
- Rückführung von Hilfsstoffen (Inertgase, Lösemittel, Katalysatoren).

740. Beim Einsatz von Reststoffen in anderen Prozessen müssen die stöchiometrisch vorgegebenen starren Anfall- und Einsatzverhältnisse berücksichtigt werden (SUTTER, 1987a). Engpässe können durch den Ausbau von Zwischenlagerkapazitäten vermieden werden, während Überschüsse, zumindest Überschüsse an organischen Reststoffen, unter anderem in die Verbrennung umgeleitet werden müssen.

741. Die Rohstoffe oder Zwischenprodukte sollten gleichmäßig und rein eingesetzt werden, was nur in seltenen Fällen möglich ist. In die Beurteilung der Realisierbarkeit einer optimalen Prozeßführung müssen daher auch die Vorstufen mit eingeschlossen werden. Das gilt auch für die Umwandlung eines Naturstoffes in einen Industrierohstoff. Zur Beurteilung einer optimalen Prozeßführung muß deshalb die Kette von Einzelprozessen bis hin zum Endprodukt — ebenso wie die Bereitstellung von Rohstoffen und

Abbildung 4.4.5

Polyester-Synthese



Quelle: SCHAUM, 1988, ergänzt

Energien — im Hinblick auf ihre Umweltrelevanz als Ganzes betrachtet werden.

742. Die in einem Prozeß entstehenden gasförmigen, flüssigen oder festen Reststoffe, die selbst unter optimalen Betriebsbedingungen noch anfallen, lassen sich in vielen Fällen im Produktionsverbund mehrerer Prozesse weiterverarbeiten und auf diese Weise als Wertstoffe einsetzen. Dazu gehört sowohl die Verwertung von Reststoffen durch Rückführung direkt in den Prozeß (Abb. 4.4.5) als auch ihre Verwertung als Rohstoff für andere Produkte. Die großen Werke der chemischen Industrie bieten für derartige Lösungen vielfältige Möglichkeiten. Der Begriff des Produktionsverbunds sollte aber nicht eng verstanden werden. Wenn in anderen Werken eine Gelegenheit zur Weiterverarbeitung besteht, läßt sich die Produktionsintegration auch über die Werks- und Firmengrenzen hinaus fassen, allerdings unter Abwägung der Transportrisiken (Tz. 681).

Die Entscheidung über eine in einem Industriebetrieb bzw. einem Chemiewerk anzuwendende Maßnahme muß unter Gesichtspunkten des gesamten technischen Verbundes erfolgen; wesentlich bei der Bewertung kann nur sein, welche Umweltbelastungen insgesamt aus dem Betrieb der von dieser Maßnahme betroffenen chemischen Anlagen herrühren.

743. Allerdings lassen häufig die besonderen Bedingungen eines Prozeßablaufs und Werksgegebenheiten nur spezifische Lösungen von Umweltschutzproblemen zu; es gibt keine allgemein anwendbaren Rezepte für die Herstellung chemischer Produkte ohne gleichzeitiges Auftreten von Reststoffen. Es erscheint dem Rat daher als ein sehr schwieriges Vorhaben, den Stand der Technik der Abfallvermeidung bzw. der betriebsinternen Verwertung in Vorschriften nach § 5 Abs. 1 Satz 3 BImSchG oder im Rahmen des Abfallgesetzes festlegen zu wollen.

744. Erst wenn die technischen und wirtschaftlichen Möglichkeiten der Vermeidung oder Verwertung von Reststoffen im Rahmen des Prozeßverbundes erschöpft sind, schließen sich für die Entsorgung der noch verbliebenen Reststoffe Maßnahmen bzw. Verfahren zur Luftreinhaltung, Abwasserbehandlung oder Abfallbehandlung an. Das Instrument des werksinternen Entsorgungs-Verrechnungspreises soll die einzelnen Betriebe zu weiteren Anstrengungen bei der Integration des Umweltschutzes in die Produktionsvorgänge motivieren (JOSCHEK, 1989; Tab. 4.4.1).

Tabelle 4.4.1

Werksinterne Entsorgungs-Verrechnungspreise im Werk Ludwigshafen der BASF AG

	Verrechnungspreis 1988	Verrechnungspreis 1991	Kalkulationspreis 1991
Rückstandsverbrennung	100 %	200 %	600 %
Kläranlage:			
○ Abwasser-Menge ...	100 %	150 %	400 %
○ Org. C	100 %	200 %	200 %
Deponie Flotzgrün:			
○ Betriebsrückstände ..	100 %	150 %	600 %

Quelle: JOSCHEK, 1989

Für den Fall, daß sich organische Reststoffe nicht im Prozeßverbund wiederverwenden oder verwerten lassen, ist die umweltverträgliche Verbrennung vor Ort in der Produktionsanlage einer externen Beseitigung vorzuziehen. Derartige Verbrennungsanlagen müssen selbstverständlich im Hinblick auf die Luftreinhaltung den gleichen strengen Vorschriften und Kontrollen unterliegen wie andere Sonderabfallverbrennungsanlagen.

745. Auf Grund der beschriebenen Natur chemischer Reaktionen ist es offensichtlich, daß eine chemische Behandlung von Abfällen an möglichst homogenen und möglichst konzentrierten Abfällen einsetzen sollte. Aus diesem Grunde wurde in die TA Abfall, Teil 1, Nr. 4.2 ein Vermischungsverbot für zu verwertende oder zu behandelnde Sonderabfälle aufgenommen. Eine Verdünnung oder Vermischung einer Abfallart mit einer anderen ist aus eben diesem Grunde tunlichst zu vermeiden, es sei denn, es kann bei genauer Kenntnis der Abfalleigenschaften dadurch eine Behandlung im Sinne von Entgiftung, Entsorgung und Minderung des Transportrisikos erreicht werden. Mit besonderer Sorgfalt ist dabei auf Nichtverträglichkeit von Chemikalien zu achten.

Andererseits sollte ein Betrieb, der sowohl Abfall-Säuren als auch Abfall-Laugen abzugeben hätte, gehalten sein, diese Primärabfälle in einer betriebseigenen Neutralisationsanlage zum Sekundärabfall Salzlösung aufzuarbeiten und eine Aufarbeitung der Salzlösung folgen zu lassen. Salze, vorwiegend Natriumsulfat und Kochsalz, entstehen nahezu bei jeder chemischen Produktion. Sie fallen meist in großer Verdünnung an und sind wegen ihrer guten Wasserlöslichkeit schwer zu isolieren. Gleichwohl ist bekannt, daß von Chemiewerken als Umweltschutzmaßnahme „Salzfabriken" errichtet wurden, in denen Natriumsulfat gewonnen und anschließend vermarktet wird (z. B. gewannen die Farbwerke Hoechst 1987 etwa 40 000 t Natriumsulfat aus Abwässern mit einem Verlust von 5,8 Mio. DM; s. SCHAUM, 1988). Da Anlagen dieser Art in der Regel mit betriebswirtschaftlichen Verlusten arbeiten, sollten durch die Anlagengröße erreichbare Kostendegressionen voll genutzt werden, weshalb auch „Lohn-Entsalzungen" bedacht werden sollten. In solchen Fällen sollten administrative Hemmnisse bei der Erteilung von Transportgenehmigungen überwunden werden, wenn das Transportrisiko gegen den Umweltentlastungseffekt abgewogen wurde und die Risiko-Nutzen-Bewertung für einen Transport spricht.

746. Der produktionsintegrierte Umweltschutz hat zweifellos auch volkswirtschaftliche Bedeutung. Denn die Vermeidung oder Verminderung von Abfällen und die Verwertung von Reststoffen verringern die Rohstoffmengen (Tz. 734) und im allgemeinen auch die Energie, die in einen Prozeßverbund eingebracht werden müssen.

747. In Tabelle 4.4.2 wird eine Reihe spezieller chemischer Verfahren aufgeführt, die bereits auf produktionsintegrierten Umweltschutz hin entwickelt wurden und die entweder bereits angewandt werden oder deren Anlagen im Bau sind (DECHEMA, 1990; LIPPHARDT, 1989). Erläuterungen zu einzelnen ausgewählten Verfahren finden sich in Anhang I. 2. Angesichts der vielen tausend Syntheseprozesse, die in der chemischen Industrie durchgeführt werden, kann diese Beispielsammlung als vielversprechender Anfang angesehen werden.

Tabelle 4.4.2

Beispielsammlung des produktionsintegrierten Umweltschutzes

Nr.	Beispiel
1	**Vermeidung von Reststoffen bei einer Polymersynthese** Herstellung von Polypropylen
2	**Vermeidung unerwünschter Nebenprodukte** Para-selektive Kernchlorierung von Toluol
3	**Umweltfreundliche Feststoffkatalyse** Der MTA/TBA-Prozeß als Teil und Voraussetzung zur vollständigen Auftrennung einer C_4-Fraktion
4	**Vermeidung der Abwasserbelastung** Herstellung von Naphthalinsulfonsäuren
5	**Vermeidung von Produktionsrückständen** Herstellung aromatischer Amine
6	**Vermeidung eines Abwasser- und Abfallproblems** Herstellung von Lichtschutzmitteln
7	**Wasser- und Energieeinsparung bei der Produktreinigung** Verbesserung am Herstellungsprozeß von Farbstoffen: Wassereinsparung beim Waschen von Filterkuchen
8	**Vermeidung eines Abwasser- und Abfallproblems (Säureharze)** Reststoffminderung bei der Produktion von Reinnaphthalin
9	**Verminderung der Luft- und Wasserbelastung, Vermeidung von Produktionsrückständen** Prozeßentwicklung am Beispiel der Herstellung eines Vitamins
10	**Vermeidung eines organisch belasteten salzhaltigen Abwassers** Herstellung von Methionin nach dem Degussa-Verfahren
11	**Weniger Reststoffe durch Vermeidung, Rückführung und Verwertung** Neuer Prozeß vermindert Umweltbelastung einer Vitamin-Großproduktion
12	**Stoffliche und energetische Optimierung einer organischen Synthese** Reststoffminderung bei der Synthese eines Alkohols
13	**Recycling von Nebenprodukten anstelle energetischer Nutzung** Herstellung von Olefinen aus Abfallparaffinen
14	**Recycling von Nebenprodukten anstelle energetischer Nutzung** Herstellung von Methanol aus dem Abgas der Acetylenproduktion
15	**Neue Verfahren lösen Entsorgungsproblem** Herstellung von Nitrobenzol
16	**Abwasserfrei durch Prozeßumstellung und Wasserkreislauf** Verminderung von Reststoffen bei der Produktion von Methacrylsäureestern
17	**Verwertung von Abfall-Salzsäure für chemische Prozesse** Salzsäurereinigung durch Extraktion
18	**Vermeidung einer energieaufwendigen Entsorgungslösung** Gewinnung von Maleinsäureanhydrid aus Abwasser der Phthalsäureanhydrid der Adipinsäure-Produktion
19	**Vermeidung einer energieaufwendigen Entsorgungslösung** Neue Produkte aus Abfallcarbonsäuren der Adipinsäureproduktion
20	**Lösung eines Abfallproblems unter Wertstoffgewinnung** Soda-Herstellung durch Verbrennung von Rückständen der Caprolactam-Produktion
21	**Vermeidung eines Reststoffproblems bei der Rauchgasentschwefelung** Flüssiges Schwefeldioxid aus Kraftwerksrauchgas
22	**Vermeidung eines Produktionsabfalls, Einsparung von Deponieraum** Klärschlammkonditionierung mit Abfallruß aus der Synthesegaserzeugung
23	**Recycling eines Koppelprodukts** Verwertung des bei der Herstellung von Isocyanaten anfallenden Chlorwasserstoffs zur Rückgewinnung von Chlor
24	**Vermeidung eines Abwasserproblems** Rückgewinnung von Chrom und Fällwassern
25	**Zentrale Anlage zur Verminderung der Stickstoffbelastung von Chemieabwässern** Verwertung ammoniumsalzhaltiger Abwässer
26	**Ende der Dünnsäureeinbringung durch Vermeidungs- und Verwertungsstrategie** Vermeidung und Verwertung von Reststoffen aus der Titandioxidproduktion
27	**Lösung eines Abgasproblems durch Recycling im Werksverbund** Schwefelsäure aus den Abgasen der Zellwolleproduktion — Reststoffverwertung im Verbund zweier chemischer Werke
28	**Rohstoff-Recycling aus Abfallstoffen** Herstellung von grafischem Recycling-Papier mittels De-inking-Verfahren

Quelle: DECHEMA, 1990

4.5 Beispiele für Vermeidung und Verwertung von Abfällen in Produktion, Dienstleistung und Konsum

4.5.1 Prozeßbezogene Beispiele

4.5.1.1 Chlorchemie

748. In der nach dem zweiten Weltkrieg einsetzenden „Chemisierung" weiter Wirtschaftsbereiche, die durch das Vordringen synthetischer chemischer Massenprodukte charakterisiert ist, wurden die petrochemischen Rohstoffe und Chlor zu den wirtschaftlich wichtigsten Grundstoffen der Chemieindustrie.

Bei der umweltpolitischen Bewertung der Chlorchemie ist ein quantitativer und ein qualitativer Aspekt zu unterscheiden. Quantitativ ist Polyvinylchlorid (PVC) als Chlorsenke vorherrschend, dessen Gebrauch in einer großen Zahl von Produkten unbedenklich wäre, wenn diese Produkte rückholbar bzw. nach Gebrauch einsammelbar wären und wenn PVC bei der Verbrennung durch vollständige Kreislaufführung und Wiederverwendung des gewonnenen NaCl umweltverträglich umgesetzt werden könnte. Abgesehen davon, daß solche Kreisläufe nicht geschlossen herstellbar sind, verlöre PVC dadurch auch seine Bedeutung als Chlorsenke. Zur quantitativen Dimension der Chlorchemie tritt aber eine qualitative, wodurch unvergleichlich größere und unlösbare Probleme geschaffen wurden. Dies erfolgte durch Produkte, die gerade zu dem Zweck entwickelt und hergestellt wurden, in die Umwelt ausgebracht zu werden, z. B. heute ubiquitär verbreitete, nicht rückholbare, schwer abbaubare toxische Stoffe, wie DDT, Pentachlorphenol (PCP), 2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure und andere.

749. Der Chlorverbrauch beträgt in der Bundesrepublik gegenwärtig etwa 3,5 Mio. t/a. Chlor wird weltweit in Chloralkali-Elektrolyse-Anlagen gewonnen. In der Bundesrepublik werden knapp zwei Drittel dieser Anlagen nach dem mit Quecksilber arbeitenden Amalgamverfahren betrieben (Abschn. 4.5.2.5). Chlor wird überwiegend zu chlororganischen Produkten weiterverarbeitet. Im Jahre 1982 lag in der Bundesrepublik die in Tabelle 4.5.1 aufgeführte Chlorverbrauchsstruktur vor, die eine Vorstellung von den damals in die Umwelt entlassenen Chlorverbindungen gibt, die zum großen Teil wegen ihrer Persistenz heute noch nachwirken. Neuere Daten zur Verbrauchsstruktur lagen dem Rat nicht vor.

750. Ein großer Teil des eingesetzten Chlors geht nicht substantiell in die Endprodukte ein, sondern fällt als Rückstand in Form von Salzsäure, chloridhaltigen Salzen und chlororganischen Rückständen (sog. CKW-Rückstände) an. Die bei vielen Synthesen entstehenden CKW-Rückstände ließen sich durch die Anwendung chlorfreier Prozesse vermeiden, doch bedarf es, um diese zu entwickeln und anwendungsreif zu machen, der systematischen und langfristigen Suche. In den letzten Jahren sind in diesem Bereich Fortschritte erzielt worden (SCHULZE und WEISER, 1985; SUTTER, 1987 a). Beispielsweise wurden Ethylenoxid und Propylenoxid bis vor wenigen Jahren mit Chlor-

Tabelle 4.5.1

Struktur des Chlorverbrauchs in der Bundesrepublik 1982

Verwendung	Einsatzmengen	
	absolut (in 1 000 t)	in v. H. (%)
1. PVC und chlorhaltige Polymere	660	23,2
2. Propylenoxid	ca. 600	21
3. Chloraromate, einschließlich Pestizide	150	5,3
4. Phosgen (überwiegend zur Herstellung von Polyurethan-Kunststoffen)	ca. 200	7
5. Chlorierte Lösemittel	530	18,6
6. FCKW	ca. 100	3,5
7. Sonstige organische Chemikalien (z. B. für Epoxidharze, Waschmittel, Pharmaka)	ca. 300	10,5
8. Sonstiges (u. a. Bleichmittel, Pigmente)	310	10,9
Gesamt	ca. 2 850	100,0

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung nach SCHULZE und WEISER, 1985; ergänzt durch HENSELING, 1988; LAHL und ZESCHMAR, 1986; MATTHIES 1987

hydrin hergestellt, während heute die Direktoxidation von Ethylen und Propylen möglich ist. Es müßte in vielen weiteren Fällen gelingen, Reaktionen, die noch unter Zuhilfenahme von Chlorverbindungen durchgeführt werden, über Epoxide ablaufen zu lassen. Es käme darauf an, den Sachverstand und die Phantasie von Chemikern und Verfahrenstechnikern der Industrie auf derartige Probleme anzusetzen. Möglicherweise stellte sich alsbald heraus, daß chlorfreie Verfahren angesichts der Interdependenz und Vernetzung in der Verfahrenstechnik nicht vergleichbar kostengünstig wären wie die eingespielten Verfahren. Angesichts der Probleme, die die Beseitigung von CKW-Rückständen schafft, sollte jedenfalls darauf gedrungen werden, daß Neuanlagen für chlorfreie Synthesen ausgelegt werden.

751. Einen Blick auf chlorhaltige Produktionsabfälle geben folgende Daten aus dem Jahre 1981: Von den etwa 3 Mio. t Chlor, die zur Herstellung von 4,6 Mio. t Vorprodukten eingesetzt wurden, wurden etwa 800 000 t als chloridhaltige Salze an die Vorfluter abgegeben, 400 000 t fielen als Salzsäure an, die teilweise verwertet wurde und 185 000 t als CKW-Rückstände (SCHULZE und WEISER, 1985; SUTTER, 1987 a). Bei der Vinylchlorid-Produktion fallen beispielsweise rund 3,2 % der Produktionsmenge als CKW-Rückstände mit 60 bis 70 % Chlorgehalt an, überwiegend Trichlorethan und Per- und Trichlorethylen (DRECHSLER und SUTTER, 1985). Ein Teil der CKW-Rückstände wurde bisher auf Hoher See verbrannt. Ein weiterer Teil, etwa ein Drittel, wird intern oder extern zu Produkten verarbeitet (z. B. Dichlorpropan als Pflanzenschutz- und als Löse- und Reinigungsmittel, Paradichlorbenzol als Geruchsübertöner in Särgen, Toilettensteinen und Güllebehältern sowie als Mottenschutzmittel) und über diese in die Umwelt ausgebracht. Diese „Verwertungsverfahren" sollten eingestellt werden.

752. Das Risikopotential der Chlorchemie ist insgesamt gesehen in seiner Größenordnung und in einzelnen Aspekten nicht exakt abschätzbar (einen Überblick über die Entwicklungsdynamik und die Struktur dieser Risiken gibt HENSELING, 1988). Unter Chemikern und Verfahrenstechnikern in Industrie und Hochschulen wird zunehmend die Einschätzung vertreten, daß der dynamische Ausbau der Chlorchemie in den 50er und 60er Jahren einen der entscheidenden Fehler in der industriellen Entwicklung des 20. Jahrhunderts darstellt und nicht erfolgt wäre, hätte damals schon der heutige Erkenntnisstand über die durch die Chlorchemie verursachten Umweltschäden und Gesundheitsgefährdungen vorgelegen. Denn viele der nachsorgenden Aktivitäten der Umwelt- und Gesundheitspolitik beschäftigen sich seit Jahren damit, die durch die Chlorchemie hervorgerufenen Schäden, soweit sie überhaupt in ihrem vollen Ausmaß erkannt sind, zu reparieren.

Der Rat hat sich seit seinem ersten Umweltgutachten 1974 regelmäßig in allen Gutachten mit Folgeproblemen der Chlorchemie auseinandersetzen müssen. Das Spektrum dieser Probleme, aber auch das Wissen über ihre Zusammenhänge hat zugenommen. Der Rat unterstützt daher alle sinnvollen Bestrebungen, die einem weiteren Ausbau der Chlorchemie vorbeugen können und die darüber hinaus eine tendenzielle Rückbildung ihrer dominierenden Rolle ermöglichen. Substitutionsstoffe sollten nur dann eingesetzt werden, wenn ihre Umweltverträglichkeit vorher geprüft wurde und die Prüfung keine Bedenken ergab. Eine Umstrukturierung ist nicht nur wünschenswert, sondern auch unter den gegebenen Umständen längerfristig realisierbar, wenn der politische Wille zur Setzung der hierfür notwendigen Rahmendaten und Fristen vorhanden ist und die führenden Vertreter der Chemieindustrie selbst von den Vorteilen einer solchen Umstrukturierung überzeugt werden können.

753. Im Hinblick auf den zeitlichen Rahmen der Substituierbarkeit und Rückbildung der Chlorchemie ist zu unterscheiden zwischen

- chlorhaltigen Produkten und Zwischenprodukten, die auf den Markt gelangen, und
- chlorhaltigen Reaktionsvermittlern in der Produktion.

Während bei ersteren ein möglichst rascher Abbau, beginnend bei in die Umwelt gelangenden und dort persistierenden Verbindungen, zu fordern und möglich ist, bedarf es bei letzteren der längerfristigen Umstellung.

Bei der Zellstoffbleiche werden unter anderem noch Chlorgas und Chlorverbindungen eingesetzt. Dabei entstehen chlorierte Kohlenwasserstoffe, die sowohl im Produkt relevant werden können, also auch das Abwasser belasten. Da für die von einigen Unternehmen der Zellstoffindustrie noch angewendeten Verfahren der Zellstoffbleiche mit Chlor oder Chlorverbindungen Substitutionstechniken zur Verfügung stehen, deren Umweltbelastungen weitaus geringer sind, spricht sich der Rat für ein Verbot der mit Chlor oder Chlorverbindungen arbeitenden Bleichverfahren aus.

754. In der Chloralkali-Elektrolyse fallen Natronlauge und Chlor als Kuppelprodukte in einem festen Mengenverhältnis an. Historisch betrachtet, wurde die elektrolytische Zersetzung von Kochsalz zunächst nur zur Herstellung von Natronlauge betrieben. Chlor wurde als gefährliches und lästiges Nebenprodukt in Kauf genommen, für das es keine Verwendungen, dafür aber umso größere Probleme der Beseitigung gab. Natronlauge stellt einen Grundstoff unter anderem bei der Produktion von Aluminium, Seife, Papier, Zellstoff, Viskose und Arzneimitteln dar. In den 30er Jahren drohte das Nebenprodukt Chlor die Herstellung des Hauptproduktes Natronlauge zu blockieren. Nach dem zweiten Weltkrieg kehrte sich dieses Verhältnis um: Chlor wurde zum Hauptprodukt und Natronlauge zum Nebenprodukt der Chloralkali-Elektrolyse.

Der Grund für diesen Positionswechsel der beiden Kuppelprodukte liegt darin, daß die in den 30er Jahren bestehenden Entsorgungsprobleme des Chlors durch die Entwicklung der Chlorchemie in hervorragender Weise gelöst werden konnten: Produkte, die ursprünglich mit der Absicht entwickelt wurden, Verwertungsmöglichkeiten für das anfallende Chlor zu finden, konnten so erfolgreich vermarktet werden,

daß sie die bestimmenden Größen des Umfangs der Kochsalz-Elektrolyse wurden.

Die vom Umfang her bedeutendste Senke für Chlor wurde mit dem Kunststoff PVC geschaffen, der einen erheblichen Teil des in der Chloralkali-Elektrolyse anfallenden Chlors aufnimmt. Die ausgedienten PVC-Produkte müssen durch Verbrennen und Ablagerung beseitigt werden. Die Chlorsenke PVC wird sozusagen über die Beseitigungskosten von Verbrauchern und öffentlicher Hand subventioniert.

755. Gegen eine Umstrukturierung und Rückbildung der Chlorchemie wird eingewandt: „Wenn man davon ausgeht, daß die Chlor-Kuppelproduktion wegen des großen und weit gestreuten Verbrauchs von Natronlauge wohl stets notwendig bleiben wird, dann erscheint das PVC nach dem heutigen Erkenntnisstand von allen chlororganischen Verbindungen noch am problemlosesten. Abfallstoffe aus PVC können sowohl gefahrlos langfristig deponiert werden als auch bei richtiger Auslegung der Verbrennungsanlagen unbedenklich verbrannt werden" (SCHULZE und WEISER, 1985, S. 138f.). Der hier behauptete Sachzwang zur Chlor-Kuppelproduktion besteht schon deshalb nicht, weil nicht die Natronlauge, sondern Chlor die bestimmende Determinante für die Expansion der Chlorproduktion nach dem zweiten Weltkrieg darstellte; Natronlauge befand sich vielmehr in der Position des überschüssigen Nebenprodukts, das lange Zeit zu Tiefstpreisen abgegeben werden mußte (SCHULZE und WEISER, 1985, S. 620a). Auch sind nicht alle Verfahren, die heute mit Natronlauge arbeiten, auf diese angewiesen. Auch hierbei wären weitere Alternativen zu entwickeln, die zum Teil heute schon in Form einer Substitution durch Ammoniumbasen bestehen.

Der geschilderte Sachzwang wäre auch vermieden, wenn es gelänge, Natronlauge so herzustellen, daß dabei kein Chlor entsteht. Verfügbar und bekannt ist das Verfahren der Kaustifizierung von Soda. Soweit Natursoda aus Lagerstätten verwendet werden kann, entstehen keine Entsorgungsprobleme; wenn Soda nach dem Solvay-Verfahren aus Kochsalz gewonnen wird, was großtechnisch ebenfalls möglich ist und vor dem Siegeszug der Chloralkali-Elektrolyse der Fall war, entsteht Calciumchlorid, dessen Ablagerung wegen seiner Wasserlöslichkeit nicht unbedenklich bzw. dessen oberirdische Ablagerung deshalb nach TA Abfall, Teil 1, Anhang D nicht möglich ist. In dem Maße, in dem sich mehr chlorfreie Synthesen in der chemischen Industrie durchsetzen, wird auch ein wirtschaftlicher Anreiz zur Substitution von Natronlauge entstehen. Allerdings sind die Synthesewege in der chemischen Industrie so vielfach miteinander vernetzt, daß einzelne Verfahrensänderungen bei bestehenden Anlagen nur schwer möglich sind.

756. Es wäre zu begrüßen, wenn die chemische Industrie ihre Anstrengungen verstärken würde, chlorfreie Verfahren zur Gewinnung von Natronlauge zu entwickeln und zu installieren. Die dann in gleichem Maße mögliche Rückbildung der Chlorchemie würde die Umwelt in erheblichem Umfang von Schadstoffeinträgen entlasten, nicht nur über den Abfallpfad. Wahrscheinlich wären die Kosten solcher alternativen Verfahren höher als die der eingespielten Prozesse. Ob diese Kosten getragen werden, hängt davon ab, wieviel es Verbrauchern und Chemieindustrie wert ist, den weiteren Eintrag chlororganischer Schadstoffe in die Umwelt zu vermeiden.

Vier Ausschnitte der Chlorchemie — die Produktlinien chlorierte Lösemittel, Polyvinylchlorid (PVC), polychlorierte Biphenyle (PCB) und Fluorchlorkohlenwasserstoffe/Halone — sind umweltpolitisch so bedeutsam, daß sie in den Abschnitten 4.5.1.2, 4.5.2.1, 4.5.2.2 und 4.5.2.3 gesondert abgehandelt werden.

4.5.1.2 Chlorierte Lösemittel (CKW-Lösemittel)

757. Auf der Basis von chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) hergestellte Lösemittel werden in großen Mengen vor allem zur Entfettung von Metall- und Kunststoffoberflächen (CKW-Verbrauch 130 000 bis 150 000 t/a) und in Chemischreinigungen (CKW-Verbrauch 20 000 bis 25 000 t/a) verwendet. Die genaue Zahl dieser Anlagen ist nicht bekannt; Schätzungen gehen bis zu 100 000 Anlagen (UBA, 1985).

Ein großer Teil der verwendeten CKW-Lösemittel geht in die Abluft, der andere Teil bildet mit organischen Bestandteilen und Partikeln Abfälle in flüssiger, schlammiger oder fester Form in einer Größenordnung von 230 000 t/a. In dieser Menge sind auch CKW-Abfälle enthalten, die aus Produktionsrückständen stammen. Davon wurde bis Ende 1989, dem Zeitpunkt der Einstellung der Hohe-See-Verbrennung, ein Teil noch auf See (1989 rd. 25 000 t), ein weiterer Teil in ortsfesten Sonderabfallverbrennungsanlagen beseitigt. Zum Verbleib der Differenzmenge: „Da andere Beseitigungsmöglichkeiten nicht zur Verfügung standen, muß davon ausgegangen werden, daß ein großer Teil dieser gefährlichen Sonderabfälle deponiert wurde, was zukünftig zu erheblichen Umweltbelastungen führen dürfte" (SUTTER, 1987a). Eine Ablagerung wäre nur dann umweltverträglich, wenn die Schadstoffe dauerhaft aus den allgemeinen Stoffkreisläufen ferngehalten werden könnten. Da das nicht der Fall ist, muß die Verbringung auf Deponien ausgeschlossen und abfallrechtlich verboten werden. In der Umwelt verursachen CKW aufgrund ihrer schlechten Abbaubarkeit und ihrer Toxizität erhebliche ökologische Schäden (SRU, 1987). Zwar gilt dies in stärkerem Maße für chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe als für aliphatische, doch sind die Abfälle ohnehin in der Regel vermischt.

758. Die Substitution von CKW-haltigen durch CKW-freie Lösemittel, in einer Übergangszeit auch die Abfallverminderung durch verbesserte Prozeßführung in noch mit CKW arbeitenden Entfettungsanlagen, würden umweltentlastend wirken.

Im Bereich der industriellen Teilereinigung ist ein Ersatz der chlorierten Lösemittel im Wege der Prozeßsubstitution mittels wäßriger Medien weitgehend möglich. Die Reinigung erfolgt dann in alkalischen, sauren oder neutralen wäßrigen Bädern (DRECHSLER, 1987). Allerdings stellen diese auf der Basis wäßriger Medien arbeitenden Verfahren keine umweltpolitische Musterlösung dar, da eine Problemverschiebung vom Abfall- in den Abwasserbereich erfolgen

kann. Durch Kreislaufführung und Aufarbeitung kann aber die Menge der zu behandelnden Abwässer und der daraus entstehenden zu entsorgenden Abfälle erheblich vermindert werden. CKW-frei, auf wäßriger Basis arbeitende Entfettungssysteme werden gegenwärtig im Bereich der Elektro- und Metallverarbeitenden Industrie in Pilotanlagen erprobt.

Anlagentechnische Veränderungen mit gezielter Absaugung der Lösemitteldämpfe und Adsorption an Aktivkohle machen es möglich, Lösemittelemissionen in die Luft erheblich zu reduzieren. Durch konstruktive Maßnahmen in gekapselten Anlagen können — bei verbesserter Reinigungsleistung — sowohl der Lösemittelverbrauch als auch die Mengen an Kontaktwasser und Aktivkohle verringert werden. Die Verminderung der Abfallmengen kann ebenso durch die interne oder externe Verwertung der bei der Destillation der Altlösemittel entstehenden Schlämme erfolgen. Die externe Verwertung kann bei den Herstellern von CKW-Lösemitteln oder bei Regenerateuren erfolgen. Der Anfall der CKW-haltigen Rückstände kann dadurch gegenüber den noch üblichen Verfahren ganz erheblich verringert werden (DRECHSLER, 1987; SUTTER, 1987 a).

759. Untersuchungen, deren Ziel die Entwicklung abluft- und abwasserloser Entfettungsanlagen ist und bei denen gleichzeitig der Anfall von CKW-haltigen Rückständen bzw. Abfällen minimiert wird, wurden im Rahmen von Forschungsvorhaben durchgeführt (DRECHSLER, 1990). Der Rat spricht sich dafür aus, die Einführung solcher Systeme in der Praxis durch einen am Vermeidungs- und Verwertungsgebot orientierten Vollzug zu beschleunigen. Gegenwärtig werden entsprechende Verwaltungsvorschriften zur Vermeidung und Verwertung dieser Abfälle im Rahmen der TA Abfall erarbeitet.

Die bevorstehende Novellierung der Verordnung zur Emissionsbegrenzung von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (LHKW) (2. BImSchV von 1986), die schärfere Grenzwerte für LHKW- und darunter CKW-Emissionen vorsieht, wird mit großer Wahrscheinlichkeit zu einer Verminderung des CKW-Lösemittelverbrauchs beim Betreiben von Entfettungsanlagen führen, da diese dann die Emissionsgrenzwerte der gekapselten Anlagen einhalten müssen. Derzeit ist nicht abzuschätzen, wann der vorliegende Referentenentwurf Gesetzeskraft erlangen wird.

760. Mit der Verordnung nach § 14 Abs. 1 AbfG über die Entsorgung gebrauchter halogenierter Lösemittel (HKWAbfV), die sich am Muster der Altölverordnung orientiert, werden für die betroffenen Anlagenbetreiber eine Pflicht zur getrennten Haltung sowie ein Vermischungsverbot und für die Vertreiber der Lösemittel eine Rücknahmepflicht festgelegt. Lösemittel dürfen in Zukunft nur noch in Gebinden in Verkehr gebracht werden, die entsprechend gekennzeichnet sind. Damit hat die Bundesregierung die rechtlichen Voraussetzungen für eine erfolgreiche flächendekkende Aufarbeitung gebrauchter halogenierter Kohlenwasserstoffe geschaffen. Zusätzlich wird durch diese Verordnung die Kontrolle der geordneten getrennten Entsorgung der nicht verwerteten Lösemittel verschärft. Den Herstellern der Lösemittel ist damit die Möglichkeit gegeben, verstärkt geeignete Verwertungssysteme auf- und auszubauen, wenn sie mit einem kontinuierlichen Zustrom gebrauchter Lösemittel rechnen können. Dies ist gegenwärtig nicht der Fall, da die gebrauchten Lösemittel bzw. Destillationsrückstände nahezu vollständig in in- und ausländischen Zementwerken, Heizwerken usw. verbrannt werden; für die betroffenen Anlagenbetreiber ist das die weitaus kostengünstigere Alternative, weil in diesem Fall nur Transportkosten entstehen.

761. Im Bereich der Chemischreinigungen zielen die verfahrenstechnischen Entwicklungen vor allem darauf, die Emissionen von chlorierten Lösemitteln in der Abluft der Anlagen zu reduzieren. Abfallmengen können sowohl durch eine bessere anlagenintegrierte Aufarbeitung der gebrauchten Lösemittel als auch durch eine flächendeckende externe Entsorgung unter stofflicher Verwertung der Destillationsrückstände aus Chemischreinigungen verringert werden.

Ein großes Abfallvermeidungspotential ließe sich realisieren, wenn auf den Einsatz von chlorierten Lösemitteln in Chemischreinigungen weitgehend verzichtet würde und man stattdessen zu den heute noch im Ausland (Japan, USA) und bis Anfang der 60er Jahre in der Bundesrepublik angewendeten Verfahren der Reinigung mit Waschbenzin zurückkehrte. Problemverschiebungen in einen anderen Umweltbereich sind bei einer Umstellung der chemischen Reinigung auf Waschbenzin nicht zu erwarten. Sicherheitstechnischen Bedenken kann dadurch begegnet werden, daß in Wohngebieten nur Annahmestellen eingerichtet werden, die Reinigung selbst aber außerhalb von Wohnanlagen erfolgt. Diese Umstellung wäre ohne Einbußen an Reinigungsqualität möglich, da nur für sehr wenige Fälle von Verunreinigungen bei Textilien bzw. anderen Stoffen eine Reinigung mit chlorierten Lösemitteln unbedingt erforderlich ist. Für diese Fälle sollte die Anwendung solcher Lösemittel weiterhin möglich sein. Der Rat spricht sich mit Nachdruck dafür aus, diesen Vorschlag, der in einem Entwurf einer Novelle des BMU zur 2. BImSchV vom Februar 1990 bereits konkretisiert wurde, im Wege eines stufenweisen Übergangs zu CKW-Lösemittelfreien Reinigungsverfahren umzusetzen. Der Rat hält die in dem Verordnungsentwurf genannten Fristen — 1996 für Neuanlagen und 10 Jahre für vorhandene Anlagen — für zu großzügig bemessen und schlägt stattdessen eine Halbierung dieser Fristen vor.

Für diesen Vorschlag sprechen nicht nur abfallwirtschaftliche Gesichtspunkte. Seine Verwirklichung würde auch einen großen Teil der heute im Zusammenhang mit CKW-Lösemitteln aus Chemischreinigungen diskutierten anderen Probleme — Belastungen der Gesundheit, des Abwassers usw. — gegenstandslos machen. Aus diesen Gründen versuchen gegenwärtig viele Chemischreinigungsbetriebe, verstärkt FCKW — insbesondere 1,1,2-Trichlor-1,2,2trifluorethan (R 113) wegen seiner vernachlässigbaren Humantoxizität — einzusetzen (Abschn. 4.5.2.3). Dies ist, auf der Grundlage des gegebenen Standes des Wissens, aus umweltpolitischen Gründen nicht akzeptabel und kann keinesfalls hingenommen werden. Der Rat fordert die Bundesregierung auf, dieser Tendenz durch beschleunigte Verabschiedung der oben

genannten Verordnung oder durch andere geeignete Maßnahmen entgegenzutreten.

4.5.1.3 Oberflächenbeschichtung

4.5.1.3.1 Galvanisieren

762. Werkstücke können unter anderem durch Lackierung (organische Schicht) oder durch Galvanisieren (metallische Schicht) beschichtet werden. Beim Galvanisieren werden aus wäßrigen Salzlösungen Metallschichten auf Werkstücke abgeschieden. Zwischen den einzelnen Bearbeitungsschritten sind Spülvorgänge notwendig. Die Spülwässer enthalten die verarbeiteten Metalle in verdünnter Form als Ionen von Kupfer, Nickel, Chrom, Zink, Eisen und Cadmium. Bei der notwendigen, dem Stand der Technik entsprechenden Reinigung dieser Spül- und Waschwässer sowie der Konzentrate in einer gemeinsamen Fällungs- und Flockungsreaktion entsteht ein komplexes Gemisch verschiedener Metallhydroxide. Diese Galvanikschlämme (ca. 150 000 t im Jahre 1983, nach SUTTER, 1987a), die bis zur Verabschiedung des Abfallgesetzes im Jahre 1986 zum Teil kostengünstig auf Hausmülldeponien abgelagert werden konnten, müssen als Sonderabfälle behandelt und entsorgt werden.

Zur Verminderung der Galvanikschlämme stehen grundsätzlich zwei Wege zur Verfügung: innerbetriebliche Kreislaufführung und betriebsexterne Verwertung.

763. Die innerbetriebliche Kreislaufführung stellt den vorläufigen Abschluß eines Übergangsprozesses von der Galvanik als offenem System, wie sie noch in den 60er Jahren betrieben wurde, zur Galvanik als geschlossenem System dar, deren erster Schritt in den 70er Jahren mit der Einführung der Ionenaustauscher und der dadurch ermöglichten Kreislaufführung des Wassers erfolgte. Während in offenen Systemen Rohstoffe und Hilfsstoffe jeweils neu in den Produktionsprozeß eingebracht werden und als dessen Ergebnis das Produkt und alle nicht im Produkt inkorporierten Roh- und Hilfsstoffe als Abfall anfallen, tritt im idealen Modell des geschlossenen Systems nur das Produkt aus, weil alle Hilfsstoffe der Produktion im Kreislauf geführt werden. Der Übergang von offenen bzw. gemischten Systemen zu geschlossenen Systemen, d. h. zu der Kreislaufschließung der Stoffströme, setzt voraus, daß Einsatzstoffe von hoher Reinheit verwendet sowie Neben- und Fehlreaktionen vermieden werden. Beides ist bei der galvanischen Metallabscheidung von der Prozeßführung her weitgehend möglich.

Weil Nebenreaktionen kaum auftreten, können Materialverluste und damit Abfälle fast nur durch Spülverluste entstehen. Die durch Spülvorgänge ausgeschleppten Elektrolyte verändern ihre chemischen Eigenschaften nicht; sie liegen lediglich in verdünnter Form vor. Die Aufgabe der Kreislaufschließung besteht in der Galvanik vor allem darin, Spülwasser wieder auf die Badkonzentration zu bringen, weil erst dann die Voraussetzung für eine Rückführung von Wertstoffen in den Prozeß geschaffen ist.

764. Die entscheidende verfahrenstechnische Änderung in der Galvanik fand im Verlauf der 80er Jahre mit der Einführung einer wassersparenden Spültechnik und einer teilweisen Rückführung von Wertstoffen aus der Standspüle zurück in den Prozeß statt. Diese Verfahren stellen Übergänge von prozeßnachgeschalteten Maßnahmen zu integrierten Techniken dar. Mit der sparsamen Spültechnik sind die Voraussetzungen für eine stoffliche Rückführung der Halbkonzentrate und damit auch der Vermeidung der aus ihnen entstehenden Sonderabfälle geschaffen, die zum einen aus der Aufkonzentrierung, zum anderen aus der kontinuierlichen Prozeßbadreinigung herrühren. Für die Aufkonzentrierung der Halbkonzentrate stehen verschiedene Basistechniken zur Verfügung: Ultrafiltration, Verdunster/Verdampfer, Umkehrosmose, Elektrodialyse und Retardation (BISCHOF und BÖHM, 1986; BOSSE, 1990).

Zur Pflege des Prozeßbades werden folgende Techniken eingesetzt: Filtration über Aktivkohle oder Adsorberharze, Ionenaustauscherverfahren, Extraktion, Elektrodialyse (BISCHOF und BÖHM, 1986; BOSSE, 1990). Diese Techniken der Aufkonzentrierung und der Badpflege sowie die auf ihnen aufbauenden zahlreichen Verfahren der innerbetrieblichen Verwertung sind „bisher jedoch nur in Teilbereichen großtechnisch erprobt. Insbesondere fehlt die großtechnische Umsetzung für Mischgalvaniken" (SUTTER, 1987a). Sie wurde in einem 1989 abgeschlossenen Investitions- und Forschungsvorhaben bei einer Firma in Berlin erprobt. Durch diese Verfahren kann die Galvanik auf einen Stand gebracht werden, der ihr Abwasseraufkommen um etwa 98 %, die Schadstofffracht des Abwassers um 99 % und ihre festen Abfälle, insbesondere die Galvanikschlämme, um ca. 95 % verringert (LIEBER, 1989).

Es ist jedoch fraglich, ob dieser Stand auch unter Rentabilitätsgesichtspunkten realisierbar ist. Denn bei seiner Anwendung entsteht „ein erheblicher Mehraufwand, weil eine höhere Zahl von Prozeßschritten notwendig ist, die Anlage erheblich größer wird und mehr Raum erfordert, die elektrischen und elektronischen Einrichtungen wesentlich umfangreicher werden, mehr Wartungsaufwand anfällt und eine gewissenhafte Kontrolle der Einrichtungen notwendig ist" (BOSSE, 1988). Die Vermutung, daß sich die Hemmnisse beim Einsatz der genannten Techniken für Klein- und Mittelbetriebe noch verstärken, wurde durch eine Reihe von Betriebsbesichtigungen und -befragungen in galvanotechnischen Betrieben erhärtet (BISCHOF und BÖHM, 1986).

765. Für eine betriebsexterne Verwertung der in den Hydroxidschlämmen enthaltenen Metalle kommen in erster Linie Chrom, Nickel, Zink und Kupfer in Frage. Obwohl die Metallgehalte der Schlämme — teilweise bis zu 30 % — weit über denen der als abbauwürdig geltenden Erze liegen, „ist die Gewinnung von Wertmetallen aufgrund des geringen und wechselnden Anfalls sowie der Zusammensetzung der Galvanikschlämme schwierig" (SUTTER, 1987a). Die grundsätzlich richtige Idee der Wiederverwertung der anfallenden Rückstände als Sekundärrohstoffe in Produktionsprozessen der Nichteisen-Metallerzeugenden Industrie ist daher bis heute nur in wenigen Ausnahme-

fällen angewandt worden (AMSONEIT, 1987; BISCHOf und BÖHM, 1986). Das liegt vor allem daran, daß die überwiegend in den Galvanikschlämmen enthaltenen Metallkombinationen Eisen, Chrom, Nickel, Kupfer, Zink in natürlichen Erzen nicht vorkommen. Deshalb stehen auch keine großtechnisch erprobten Verarbeitungstechniken zur Verfügung. Die Chrom- und Cadmiumgehalte der Rückstände erschweren und verteuern dadurch die Aufarbeitung erheblich; aus diesem Grund werden nur Galvanikrückstände verwertet, die allenfalls geringe Anteile dieser beiden Metalle enthalten (BISCHOF und BÖHM, 1986).

Zur Wiederaufarbeitung werden daher Verfahren benötigt, deren Prozeßführung und Abwassertechnik es erlauben, chrom- und cadmiumfreie Schlämme zu erzeugen. Gegenwärtig werden in einem vom Umweltbundesamt unterstützten Forschungsvorhaben die Möglichkeiten zur Erzeugung verwertbarer Abfallqualitäten von typischen Galvaniken und der Weitergabe der erzeugten Rückstände an Verwerterbetriebe untersucht. Dieses in der Schwabacher Laboranlage des Zweckverbandes Sondermüllplätze Mittelfranken erfolgreich entwickelte Verfahren (Tz. 1200) zielt darauf ab, gemischte Galvanikschlämme mit Hilfe eines naßchemischen Prozesses zu Buntmetallen bzw. deren Salzen aufzuarbeiten, wobei die Metallkonzentration im Rückstand dann so niedrig sein soll, daß dieser nicht mehr als Sonderabfall entsorgt werden muß (AMSONEIT, 1989; BOSSE, 1988 und 1990). Bei erfolgreichem Verlauf und bei einer Umsetzung der Forschungsergebnisse in die Praxis kann eine weitgehende Verwertung der Galvanikschlämme erreicht werden. Damit ist jedoch nicht vor 1995 zu rechnen, da mit dem Bau der Pilotanlage des Vorhabens erst 1990 begonnen wurde.

Klein- und Mittelbetriebe sehen sich — wie erwähnt — besonderen Hemmnissen bei der Einführung rückstandsarmer Technologien gegenüber. Für sie bietet sich das Konzept der externen Verwertung an, d. h. der nachgeschalteten Gewinnung des Zwischenprodukts (Metallkonzentrat) in einer Zentralanlage, die als Dienstleistungsunternehmen eine größere Anzahl von Klein- und Mittelbetrieben entsorgt (WAHL, 1980) und dadurch die Teilmengen erhält, die zusammengenommen den wirtschaftlichen Betrieb einer Anlage ermöglichen könnten. Dieses Vorgehen hat bereits beim abfallerzeugenden Betrieb anzusetzen, der eine Abfallqualität erzeugen muß, die den Einsatz in der zentralen Verwertungsanlage erlaubt. Aufgrund der schwankenden Preisentwicklungen auf den Nichteisen-Metallmärkten, die eine verläßliche Kalkulationsbasis verhindern, konnten zentrale Aufarbeitungsanlagen bisher nicht realisiert werden (SUTTER, 1987 b).

766. An Versuchen, gemischte Galvanikschlämme wiederaufzuarbeiten, hat es in der Vergangenheit nicht gefehlt. Die Umsetzung der entwickelten technischen Konzepte (AMSONEIT, 1987 und 1989; KNOBLAUCH, 1989) scheiterte jedoch immer an den Kosten. Es ist zu erwarten, daß als Folge der stark steigenden Deponiekosten für Galvanikschlämme, die nach der TA Abfall auf Sonderabfalldeponien abgelagert werden müssen, die Aufarbeitung sich in Zukunft für die Abfallerzeuger eher lohnen wird als in der Vergangenheit (BOSSE, 1990).

Unter der Annahme, daß aufgrund neuer gesetzlicher Vorgaben (TA Abfall und Rahmen-Abwasser-VwV) in Zukunft eine verstärkte Umsetzung dieser Techniken der innerbetrieblichen Kreislaufführung und der betriebsexternen Verwertung erfolgen wird, wird geschätzt, daß die Galvanikabfälle, die 1983 noch einschließlich Konzentrate und Härtesalzen mit ca. 190 000 t anfielen, bis zum Jahre 2000 um 60 bis 70 % reduziert werden können (SUTTER, 1987 a). Die dieser Schätzung zugrunde gelegten 190 000 t beziehen sich auf die Warenbegleitscheinauswertung von 1983, also nur auf die überwachten Abfallströme.

767. Die genannten Minderungspotentiale sind aber nur ausschöpfbar, wenn die Anlagenbetreiber aufgrund der gesetzlichen Vorgaben auch zur Verwertung bzw. Kreislaufführung verpflichtet werden können und sie nicht die Möglichkeit und das Recht haben, stattdessen eine Beseitigung ihrer Galvanikabfälle zu veranlassen. Gegenwärtig scheint im Bereich der Galvanik-Anlagen eine Regelungslücke zu bestehen, da dem Betreiber zwar durch die Abwasserbehörden nach dem Anhang 40 der AbwVwV eine Kreislaufführung vorgeschrieben werden kann, jedoch eine analoge, flankierende Regelung für den Abfallpfad fehlt bzw. noch nicht verabschiedet ist. Wenn sich der Betreiber für eine Beseitigung als Abfall entscheidet, greifen die abwasserseitigen Regelungen nicht. Der Rat spricht sich dafür aus, diese — jedenfalls theoretisch vorhandene — Regelungslücke durch eine entsprechende Vorschrift in der TA Abfall und insbesondere durch die Einführung einer Vermeidungs- und Verwertungspflicht im Wege der Novellierung des § 22 BImSchG zu schließen, wodurch eine Verordnung nach § 23 BImSchG unmittelbar möglich und zugleich eine Zersplitterung der rechtlichen Regelungen und der Behördenzuständigkeiten vermieden würde.

4.5.1.3.2 Lackieren

768. 1983 wurden in der Bundesrepublik rd. 250 000 t Lack- und Farbabfälle als Sonderabfälle erfaßt, darunter ca. 222 000 t Lack- und Farbschlämme und ca. 28 000 t sonstige Lack- und Farbabfälle (SUTTER, 1987 a). Etwa 85 % dieser Lackschlämme entstehen bei der gewerblichen Spritzlackierung, die in zahlreichen Klein-, Mittel- und Großbetrieben in unterschiedlichen Branchen angewendet wird. Etwa 80 % dieser Lackschlämme werden auf Sonderabfalldeponien abgelagert, 20 % werden in Sonderabfall-Verbrennungsanlagen verbrannt. Die nicht auf die Spritzlackierung zurückzuführenden Lack- und Farbabfälle entstehen durch den Einsatz von Farben und Lacken bei Handwerkern und im privaten Bereich; sie werden zumeist mit dem Hausmüll beseitigt (SUTTER, 1986).

769. Die Spritzlackierung wird als offenes System betrieben. Der am Werkstück vorbeigespritzte Lack, dessen Menge bis zu 75 % des eingesetzten Materials betragen kann, gelangt in Lackierkabinen mit der Abluft in Naßwäscher und wird dort bis auf die nach

dem Stand der Technik zulässigen Emissionswerte abgeschieden. Die abgeschiedenen Lackpartikeln fallen, nachdem sie aus dem Wasserspeicher ausgetragen wurden, als Lackschlamm an, der nicht mehr einsetzbar ist, weil dem Kreislaufwasser Koagulierungsmittel zugesetzt werden, die eine Verklebung der Wäscher verhindern sollen. Versuche, die Schlämme zu Sekundärlacken aufzuarbeiten, sind daran gescheitert, daß die Koagulierungsmittel die Qualität der Lacke vermindern.

Voraussetzung für eine Lackrückgewinnung in marktfähiger Qualität ist daher, den fehlverspritzten Lack in seiner ursprünglichen Qualität zu erhalten. Das versuchen Konzepte zur Lack-Kreislaufführung zu erreichen; nach ihnen soll die Lackierung in sogenannten geschlossenen Systemen erfolgen. Im Rahmen von drei vom Umweltbundesamt betreuten Forschungsvorhaben wurden bzw. werden hierzu folgende Verfahren entwickelt (SUTTER, 1986 und 1987 a):

- In einem ersten Kreislauf kann die Lackrückgewinnung direkt in der Lackierkabine erfolgen, indem ein Teil des Materials durch Scheiben, Bänder usw. aufgefangen und direkt dem Lack-Kreislauf wieder zugeführt wird.
- Ein zweiter Kreislauf kann für die Lackmengen aufgebaut werden, die in dem ersten Kreislauf nicht aufgefangen werden und die über die Abluftreinigung als Lackschlämme anfallen. Um den Lack qualitativ nicht zu verändern, muß auf die Zugabe nicht geeigneter Koagulierungsmittel im Waschprozeß verzichtet werden.
- Um den Stoffkreislauf weitgehend zu schließen, müssen in einem dritten Kreislauf auch die Lösemittel, die beim Spritzvorgang aus der Kabine austreten, zurückgewonnen werden. Entsprechende Verfahren befinden sich in der Entwicklung.

Die Forschungsvorhaben konnten zeigen, daß die Lackrückgewinnung in Teilbereichen bereits möglich ist. Erst die großtechnische Anwendung dieser Verfahren wird die Verminderungspotentiale im Bereich der Lackschlämme vollständig erschließen. Dieser Prozeß kann durch die in der TA Abfall enthaltene Anforderung der Sonderabfallverbrennung als Beseitigungsverfahren für Lackschlämme beschleunigt werden, weil das zu einer deutlichen Erhöhung der Beseitigungskosten führt. Dadurch kann auch die Rückgewinnung der Stoffe durch Kreislaufführung rentabel werden. 60 bis 70 % der aus Lackschlämmen bestehenden Abfälle könnten durch Kreislaufführung der Stoffströme und Verwertung koagulierter Lackschlämme vermieden werden (SUTTER, 1987 a).

4.5.2 Produkt- und stoffbezogene Beispiele

4.5.2.1 Polyvinylchlorid (PVC)

770. PVC wird zu einer breiten Palette unterschiedlicher Produkte verarbeitet; entsprechend vielfältig sind die Zusätze (bis zu 50 % des Endprodukts), die dem Polymer zugegeben werden, um die erwünschten Eigenschaften der fertigen PVC-Produkte zu erreichen. Ebenso vielfältig sind auch die Umweltbelastungen durch Reststoffe bei Herstellung und Verarbeitung des PVC sowie bei der Entsorgung der PVC-Produkte und im Brandfall. Viele westdeutsche Kommunen haben daher für ihr Gebiet die Verwendung von PVC-Materialien in öffentlichen Bauvorhaben ausgeschlossen.

Aufgrund der Vielzahl und der Mengen der zur Zeit hergestellten PVC-Produkte wird ein Belastungspotential aufgebaut, das mit den Jahren, wenn die gegenwärtig im Gebrauch befindlichen PVC-Produkte als Abfall anfallen, das Entsorgungsproblem erheblich verschärfen wird. Selbst wenn eine schadstofffreie Verbrennung von PVC durch nachgeschaltete Maßnahmen als möglich und technisch durchführbar unterstellt wird, bleibt es notwendig, die entstehende Salzsäure aus dem Rauchgas auszuwaschen, als Salz zu binden und abzulagern. 62 g PVC ergeben 58 g NaCl oder 55 g $CaCl_2$; durch die Verbrennung kann somit die abzulagernde Abfallmenge nicht reduziert werden.

771. In der Bundesrepublik Deutschland wurden 1984, dem Jahr der letzten verfügbaren produktionsstatistischen Daten, etwa 1,05 Mio. t PVC in neun Werken produziert. Davon wurden ca. 917 000 t zu Produkten verarbeitet, der Rest ging in den Export. Die inländische Verwendung von PVC-Produkten wird von der Industrie auf 800 000 t im Jahre 1984 geschätzt (LOHRER und PLEHN, 1987). Hiervon wurden etwa 60 % zu Produkten für den Baubereich (z. B. Fensterrahmen, Fußbodenbeläge, Rohre, Dachrinnen) verarbeitet; etwa 15 % der PVC-Produkte sind Verpackungsmaterialien (z. B. Flaschen, Becher, Folien). Darüber hinaus wird PVC zur Herstellung von Konsumgütern und in technischen Bereichen, z. B. als Kabelisolierung, eingesetzt.

Um bestimmte Produkteigenschaften zu erreichen, werden dem PVC-Granulat verschiedene Additive zugesetzt: Stabilisatoren, Pigmente, Weichmacher, Lichtschutzmittel und Flammschutzmittel (vgl. hierzu im einzelnen LOHRER und PLEHN, 1987). Fast die Hälfte des verarbeiteten PVC wird mit Bleiverbindungen stabilisiert (ca. 20 000 t/a Blei unter anderem für Rohre, Fittings, Profile, Kabelisolierungen, Schläuche); für Lebensmittelverpackungen werden Organozinn-Stabilisatoren verwendet und für Außenanwendungen immer noch — aus Umweltschutzgründen unverständlicherweise — Barium/Cadmium-Stabilisatoren (jährlicher Cadmium-Einsatz ca. 450 t nach UBA, 1985; 1987 ca. 280 t nach TÖTSCH, 1990). Dazu kommen fungizide und bakterizide organische Metallverbindungen, sogenannte Biostabilisatoren.

772. Bei der Herstellung des kanzerogenen monomeren Vinylchlorids entstehen chlorhaltige Produktionsrückstände, die bis Ende 1989 auf Hoher See verbrannt wurden (Abschn. 4.5.1.1). Es sind Verfahren vorhanden, um CKW-Rückstände in chlororganische Lösemittel umzuwandeln und damit aufzuarbeiten; allerdings beginnt damit ein neuer Kreislauf für Chlor, in dessen Verlauf erneut chlororganische Verbindungen in die Umwelt gelangen.

Während der Gehalt an monomerem Vinylchlorid im PVC in den letzten Jahren erheblich vermindert wer-

den konnte, so daß keine hiervon ausgehenden Gesundheitsgefahren mehr angenommen werden, sind einige der zur Verarbeitung bzw. Herstellung von PVC-Produkten erforderlichen Additive, wie z. B. Cadmium und Phthalsäureester-Weichmacher, als Umweltschadstoffe in Böden und Sedimenten bekannt (SRU, 1987, Tz. 1297 und 1332). Bei anderen Additiven sind vermutete Umweltgefahren noch nicht hinreichend untersucht. Im Brandfall können neben dem Hauptprodukt Chlorwasserstoff auch polychlorierte Dibenzodioxine und -furane entstehen. Chlorwasserstoff kann zu Lungen- und Augenverätzungen von Personen und zu Korrosionsschäden an Gebäuden, Maschinen, Leitungen und sonstigen Geräten führen.

773. Bei der Entsorgung entstehen Umweltbelastungen durch PVC aufgrund seiner Additive und seines Chlorgehalts. Aus Weich-PVC können auf Deponien langfristig Additive, unter anderem Weichmacher und Schwermetallstabilisatoren, herausgelöst werden und dadurch Verunreinigungen des Sickerwassers hervorrufen. Der PVC-Anteil am Chloreintrag in Müllverbrennungsanlagen beträgt im Durchschnitt 50 % (REIMANN, 1988). PVC trägt entscheidend zum Chlorwasserstoffausstoß einer Müllverbrennungsanlage bei. Bei der Verbrennung entstehen in Abhängigkeit von Temperaturen und Verweilzeit polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (Abschn. 5.4.5). Eine Reduktion von PVC würde die Müllverbrennung von großen Problemen, vor allem von Salzsäure (HCl), entlasten. Chlor kann auch bei bestimmten Abgasreinigungsverfahren zu einer besseren Wasserlöslichkeit von Schwermetallen aus den Rückständen — besonders aus der Flugasche — beitragen und dadurch zusätzliche Belastungen des Sickerwassers von Deponien oder der Abwässer der Müllverbrennung hervorrufen. Der Cadmiumaustrag erfolgt hauptsächlich über die abgeschiedenen Filterstäube, die abgelagert werden müssen. Mit Hilfe eines neuen Verfahrens (Plasmaschmelze) soll es in Zukunft möglich werden, diese Filterstäube von den Schwermetallen zu entfrachten (FAULSTICH, 1989; KLEIN, 1990; Abschn. 5.3.4.1.3; Tz.1294).

774. Die Verwertung gemischter Kunststoffabfälle aus Haus- und Gewerbemüll durch getrenntes Sammeln, etwa vergleichbar der von Glas, Papier oder Pappe, findet bisher nicht in nennenswertem Umfang statt. Neben anderen Gründen ist hierfür auch der PVC-Anteil an diesen Abfällen verantwortlich, der die Verwertungsmöglichkeiten der gemischten Kunststofffraktion erheblich einschränkt (Abschn. 4.5.3.6). Diese Einschränkungen resultieren daraus, daß sich PVC bei höheren Temperaturen, die bei der thermischen Behandlung des Kunststoffs während der Verwertungsvorgänge üblich sind, zersetzt. Das führt zu Korrosionsschäden in den Verwertungsanlagen und mindert die Qualität der durch die Verwertung erzeugten Sekundärprodukte. Eine deutliche Reduzierung der PVC-Abfälle — als Folge eines stufenweisen Verzichts auf PVC — würde auf der technischen Seite die Voraussetzungen dafür schaffen, daß Konzepte greifen können, die auf eine Verwertung der Kunststofffraktion zielen (Abschn. 4.5.2.8.1).

775. Der Substitution von PVC durch andere Materialien stehen zumindest langfristig keine grundsätzlichen Hindernisse entgegen. Die im Verpackungsbereich als Substitutionsstoffe in Frage kommenden anderen Kunststoffe wie Polyethylen oder Polypropylen sind unter Umweltgesichtspunkten günstiger zu beurteilen.

Im Baubereich ist eine Reihe von altbekannten Ersatzstoffen vorhanden: Holz, Textilien, Fliesen, Faserzement, Gußeisen, Keramik usw. Insbesondere lassen sich Kabelisolierungen frei von PVC, z. B. mit Ethylen-Vinylacetat-Polymeren, herstellen. Im Baubereich ist allerdings darauf zu achten, daß PVC nicht durch solche Kunststoffe ersetzt wird, die hohe Anteile an polyhalogenierten aromatischen Kohlenwasserstoffen aufweisen, um die Brandschutznormen ebenso wie bei PVC einhalten zu können.

Der Rat empfiehlt, Cadmium im Zusammenhang mit PVC-Produkten vollständig und umgehend durch weniger umweltbeeinträchtigende Substitute zu ersetzen, z. B. nicht durch Blei-Stabilisatoren. Soweit PVC-Produkte, z. B. im Baubereich, nicht ohne solche Stabilisatoren hergestellt werden können, sollte auf diese Produkte verzichtet werden (Tz. 794, 796).

Unabhängig von den im Zusammenhang mit PVC genannten Bedenken empfiehlt der Rat, die Verwendung von polybromierten Diphenylethern als Flammschutzmittel zu verbieten. Mittel- und langfristig sollte die Chlorchemie eine wissenschaftliche und unternehmerische Herausforderung darstellen mit dem Ziel, umweltverträgliche Ersatzstoffe zu entwickeln, die es erlauben, auf PVC in immer mehr Anwendungen zu verzichten und die Rückbildung der Chlorchemie zu ermöglichen (Abschn. 4.5.1.1).

4.5.2.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

776. Polychlorierte Biphenyle (PCB) sind heute ubiquitär verbreitet. Seit 1929 wurden weltweit über 1 Million Tonnen PCB produziert, davon allein in der Bundesrepublik Deutschland geschätzt weit über 100 000 Tonnen. Verteilung und Verbleib dieser Mengen sind, wenn überhaupt, nur noch grob nachvollziehbar.

Aufgrund ihrer toxischen und ökotoxischen Eigenschaften, ihrer Persistenz und geringen Abbaurate im biologischen Milieu, ihrer Speicherung im Fettgewebe und ihrer Anreicherung über die Nahrungskette (SRU, 1987, Tz. 1784ff. und 1279ff.) wurden PCB in den 60er Jahren als gravierendes Umweltproblem erkannt. Als erste Reaktion darauf wurden seit Anfang der 70er Jahre in der Bundesrepublik vorwiegend niedriger chlorierte PCB hergestellt und in der EG ab 1977 die Verwendung von PCB auf sogenannte geschlossene Systeme beschränkt (Richtlinie 76/769 EWG, umgesetzt in deutsches Recht mit der 10. BImSchV von 1978). Dazu zählen Transformatoren und Kondensatoren, aber auch im Untertagebergbau eingesetzte hydraulisch betriebene Maschinen. Die im Untertagebergbau verwendeten Maschinen können nicht als vollständig geschlossen angesehen werden, da die eingesetzten PCB-haltigen Hydrauliköle im Laufe der Betriebszeit aufgrund vielfacher Undichtigkeiten über Bewetterungsanlagen, mit der Kohle

und vor allen Dingen im Zuge der Grubenentwässerung in die Umwelt gelangen. Transformatoren können während ihrer Betriebsdauer tatsächlich als geschlossene Systeme aufgefaßt werden. Gleichwohl erfolgte über unerkannte Einträge bei der Sammlung von Altöl und seiner Aufarbeitung zu sogenannten Zweitraffinaten durch deren Verwendung eine erhebliche Umweltbelastung. Vor allem der Shredderrückstand und der Boden von Autoshredderanlagen wurden dadurch mit PCB-haltigen Ölen kontaminiert (Tz. 811).

Durch die 2. PCB-Richtlinie der EG wurden 1985 weitergehende Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung von PCB erlassen. Diese Richtlinie wurde erst im Juni 1989 durch eine auf die §§ 14, 17, 25 ChemG und § 37 BImSchG gestützte Rechtsverordnung in deutsches Recht umgesetzt. Sie sieht ein generelles Verbot des Inverkehrbringens von PCB und PCB-haltigen Zubereitungen (ab 50 mg/kg) vor, mit Ausnahme des Inverkehrbringens zum Zweck ihrer ordnungsgemäßen Beseitigung.

777. Zur Zeit werden in der Bundesrepublik Deutschland noch ca. 60 000 mit PCB gefüllte Transformatoren betrieben, die im Mittel 500 kg PCB enthalten. Der PCB-Gehalt aller noch in Gebrauch befindlichen sogenannten Leistungskondensatoren sowie Leuchtstofflampen- und Motoren-Kondensatoren wird auf ca. 30 000 t geschätzt. Im Untertagebergbau Nordrhein-Westfalens wurden bis 1984 in großem Umfang PCB-haltige Hydraulikflüssigkeiten eingesetzt; bis Mitte 1989 wurden sie so gut wie vollständig ausgetauscht und beseitigt; der Lagerbestand war zu diesem Zeitpunkt auf Null gesunken (Landesoberbergamt Nordrhein-Westfalen, Mitteilung vom 22. September 1989). Die Gefahr einer Umweltexposition ist aus technischen Gründen bei im Untertagebergbau verwendeten Hydraulikflüssigkeiten weit größer als bei Transformatorenflüssigkeiten oder dielektrischen Flüssigkeiten in den Kondensatoren (UBA, 1989 a). Bei keinem der Anwendungsbereiche kann jedoch mit Sicherheit ein schädlicher Eintrag in die Umwelt ausgeschlossen werden.

Neben diesen Hauptanwendungsgebieten gab es eine Reihe „offener" Einsatzfälle, deren Größenordnung und Einsatzmenge nicht mehr erfaßbar sind, die jedoch in ihrer Summe vermutlich einen erheblichen direkten PCB-Eintrag in die Umwelt darstellen. Zu ihnen gehört der Einsatz von PCB als Trägerstoff für Pflanzenschutzmittel (vor allem Insektizide), Träger für Polymerisationskatalysatoren in der Chemie, desweiteren zur Herstellung von Schneidölen für Werkzeugmaschinen, für Dichtungsmassen, als Bindemittel für Farbstoffpasten und als Immersionsöl für die Mikroskopie (JAKOBI, 1985 b). Die Verwendung von PCB in offenen Systemen wurde durch die 10. BImSchV 1978 verboten (Tz. 776).

778. Im Bereich der Kondensatoren entstehen Umweltprobleme hauptsächlich bei der Beseitigung. Vor allem Kleinkondensatoren, z. B. in elektrischen Haushaltsgeräten und Leuchten, werden häufig auf eine Weise beseitigt, durch die ihre Inhaltsstoffe über Siedlungsabfall- oder Bauschuttdeponien unkontrolliert in die Umwelt gelangen können.

779. Die sachgerechte Beseitigung von PCB und PCB-haltigen Abfällen erfolgt durch Sonderabfallverbrennung oder durch die Ablagerung unter Tage. Zur Zeit bestehen in der Bundesrepublik Deutschland vier zugelassene Zentralanlagen zur Verbrennung von PCB und hoch PCB-haltigen Abfällen. Ein kurzfristiger Austausch aller PCB-gefüllten Geräte wäre allein schon deshalb nicht möglich, weil die Kapazitäten dieser Anlagen dafür nicht ausreichten.

780. Es ist grundsätzlich möglich, für alle Verwendungsbereiche der PCB geeignete Substitute einzusetzen. Das Umweltbundesamt hat zusammen mit dem Bundesgesundheitsamt und der Bundesanstalt für Materialprüfung PCB-Substitute für die Bereiche Transformatoren, Kondensatoren und Hydraulikflüssigkeiten für den Untertagebergbau zusammengestellt und nach toxikologischen, ökotoxikologischen und Arbeitsschutzgesichtspunkten bewertet und festgestellt, daß „die überwiegende Mehrheit der angebotenen PCB-Substitute . . . aus toxikologischer und ökotoxikologischer Sicht eine Verbesserung gegenüber den PCBs darstellt" (UBA, 1989 a). Auch bei den Substituten kann naturgemäß ein Eintrag in die Umwelt nicht ausgeschlossen werden, der bei der Entscheidung über die Anwendung von Substituten mitzubedenken ist.

Das Umweltbundesamt nennt als Substitutionsstoffe, deren Kosten akzeptabel sind und daher wirtschaftliche Bedeutung erlangen können: Phenylxylylethan (PXE), Phthalate, Ditolylether, Benzyltoluol/Dibenzyltoluol und Rizinusöle (UBA, 1989a). Mit Ausnahme des Rizinusöls, das ökotoxikologisch unbedenklich ist, zeichnen sie sich durch eine zum Teil beträchtliche akute Toxizität gegenüber aquatischen Organismen aus. Phthalaten, Ditolylether und Benzyltoluol/Dibenzyltoluol wird ein Potential zur Bioakkumulation zugesprochen. Alle Produkte sind biologisch abbaubar; ein direkter Vergleich der biologischen Abbaubarkeiten ist mit den gegenwärtig zur Verfügung stehenden Methoden noch nicht möglich. Von Interesse ist die Frage, ob sich unter ökotoxikologischen Gesichtspunkten eine Rangskala aufstellen läßt, nach der einzelne Substitute bevorzugt zu empfehlen sind. An erster Stelle dieser Skala steht das Rizinusöl. In zweiter Linie ist PXE zu empfehlen, weil PXE nicht bioakkumuliert. Gegen die anderen Produkte bestehen nur dann keine Bedenken, wenn sie ordnungsgemäß beseitigt werden können. Vielfach bleibt unberücksichtigt, daß der gleiche Verwendungszweck auch mit Produkten ohne jegliche Isolieröle verfolgt werden kann; Beispiele dafür sind Gießharztransformatoren und Polypropylen-Folien-Kondensatoren.

781. Etwa zwei Drittel der vor 1983 in der Bundesrepublik installierten elektrischen Kleinkondensatoren in Leuchtstofflampengehäusen enthalten PCB. Durchschnittlich enthalten diese Kondensatoren mindestens 50 g reines PCB-Isolieröl; das entspricht einer Gesamtmenge von maximal 5 000 t PCB. Bisher werden diese Kleinkondensatoren am Ende der Gebrauchsdauer der Leuchten hauptsächlich als Hausmüll oder hausmüllähnlicher Gewerbeabfall beseitigt. Da zudem ein bedenklicher Teil dieser Kondensatoren während des Gebrauchs schleichend undicht wird und verdampfendes PCB die Räume kontaminiert,

nehmen Menschen auch PCB direkt mit der Innenraumluft auf.

Der Rat befürwortet Austauschaktionen für diese Kondensatoren, die seit 1988 in Gemeinden, Städten und Kreisen bereits in Gang gekommen sind, auch um sie gesammelt als Sonderabfall beseitigen zu können. Sie sollten flächendeckend durchgeführt werden und nicht auf den öffentlichen Bereich beschränkt bleiben. Nur dann können Gefährdungen der menschlichen Gesundheit sowie langfristige ökologische Schäden — als Folgen der anderenfalls mit dem Hausmüll erfolgenden unkontrollierten Beseitigung — verhindert werden.

782. Im Bereich der Transformatoren könnte eine von den Bundesländern durchgeführte Erfassung aller PCB-haltigen Transformatoren die kontrollierte Beseitigung ermöglichen. In Transformatoren kann der Ersatz von PCB grundsätzlich auf zwei verschiedenen Wegen erfolgen:

— Die Transformatoren werden einschließlich des in ihnen enthaltenen PCB beseitigt und durch PCB-freie Transformatoren ersetzt; die Transformatoren werden entleert und mit Absorptionsmitteln aufgefüllt; die PCB-haltigen Flüssigkeiten werden in einer Sonderabfallverbrennungsanlage verbrannt; die Festkörperteile werden in der Untertagedeponie Herfa-Neurode eingelagert. Es wäre wünschenswert, für derartig kontaminierte Geräte umweltverträgliche Verschrottungsverfahren zu entwickeln.

— Die Transformatoren werden weiter benutzt und nur ihr PCB-Inhalt wird gegen eine Ersatzflüssigkeit ausgetauscht. Dieser Weg hat den Nachteil, daß wiederholte Spülungen erforderlich sind, aber selbst dann ein bedenklicher Rest von PCB in Transformatoreinbauten verbleibt. Aus diesem Grund muß auch das Substitut nach der Stillegung der Transformatoren in Sonderabfallverbrennungsanlagen verbrannt werden (UBA, 1985). Der Rat empfiehlt daher, diesen Weg der Substitution nicht zu verfolgen.

Für Transformatoren werden als PCB-Substitute im wesentlichen folgende dielektrische Flüssigkeiten angeboten: Chlorbenzole, Polydimethylsiloxane (PDMS), alkylierte Naphthaline, Tetrachlorbenzyltoluol (Handelsname: Ugilec 141), Perchlorethylen-Chlorfluorkohlenwasserstoffe, Pentaerythritester und Alkylaromaten. Viele dieser Substitute haben schlechte Isoliereigenschaften, so daß die Transformatoren dann nur mit geringerer Leistung betrieben werden können.

Ökotoxikologische sowie toxikologische Erkenntnisse und Überlegungen lassen es geboten erscheinen, von der Verwendung halogenhaltiger Produkte überhaupt abzusehen. Es bestehen dagegen keine entsprechenden Bedenken gegen die Verwendung von PDMS und von Pentaerythritestern.

783. Im Bereich der Hydraulikflüssigkeiten für den Untertagebergbau findet zur Zeit als PCB-Substitut im Untertagebergbau ausschließlich das Produkt Ugilec 141 (Tetrachlorbenzyltoluol) im Gemisch mit ca. 20% Arylphosphaten als DIN-gemäße HFD-Flüssigkeit Verwendung. Seine ökotoxikologischen Eigenschaften sind nicht wesentlich günstiger als die der PCB: Tetrachlorbenzyltoluol wirkt toxisch gegenüber aquatischen Organismen, bioakkumuliert in Fischen und ist biologisch schwer abbaubar. Darüber hinaus entstehen bei Verschwelungsvorgängen chlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane, so daß sich bei Bränden entsprechende Gefahren ergeben. Auch die Beseitigung durch Verbrennung ist aus Gründen mangelnder Kapazität geeigneter Sonderabfall-Verbrennungsanlagen problematisch. Tetrachlorbenzyltoluol ist bereits in der Umwelt (in der Lippe) in Konzentrationen aufgefunden worden, die im Bereich der Wirkkonzentrationen gegenüber aquatischen Organismen liegen. Der Rat empfiehlt daher der Bundesregierung, auch ein Verbot von Tetrachlorbenzyltoluolhaltigen Produkten wie Ugilec 141 gemäß § 17 ChemG auszusprechen.

Gegenwärtig stehen außer Tetrachlorbenzyltoluol (Ugilec 141) keine marktgängigen HFD-Öle als Alternativen zu PCB-Ölen zur Verfügung. Jedoch wurde bereits ein neues Produkt vom zuständigen Landesoberbergamt Dortmund befristet zugelassen. Dieses Produkt auf der Basis von Dibrombenzyltoluol wird von Fachleuten jedoch ähnlich negativ bewertet wie Tetrachlorbenzyltoluol. Es besteht allerdings gegenüber Tetrachlorbenzyltoluol der Vorteil, daß bei Verschwelungsvorgängen keine höher halogenierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane entstehen. Das in Großbritannien im Untertagebergbau eingesetzte Arylphosphat ist bisher für die Bundesrepublik Deutschland nicht verwendbar, da es den nach dem 6. Luxemburger Bericht zu fordernden Flammsprühtest nicht besteht. Der Flammsprühtest ist allerdings kritisch daraufhin zu untersuchen, ob er nicht überzogene Anforderungen stellt.

Geeignete und technisch erprobte Alternativen liegen in der Umrüstung der im Untertagebergbau angewandten Geräte auf flüssigkeitsfreie oder auf der Basis wäßriger Glykollösungen (HFC) arbeitende Anlagen. Zur Zeit werden bereits zahlreiche Walzenschrämlader elektromechanisch betrieben, Turbokupplungen arbeiten schon fast ausschließlich mit Wasser oder wurden durch mechanische Kupplungen ersetzt und auch bei Antriebsmaschinen von Seilbahnen können HFC-Flüssigkeiten eingesetzt werden.

4.5.2.3 Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) und Halone

784. Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) werden in der Bundesrepublik Deutschland in folgenden Verwendungsbereichen eingesetzt:

— als Treibgas in Sprays (Aerosole)

— als Treibmittel zur Herstellung von Kunststoffschäumen

— als Kältemittel in Kühlanlagen, Kühlschränken, Klimaanlagen, Kühlaggregaten usw.

— als Lösemittel in Anlagen der Oberflächenbehandlung (Entfettung, Trocknung) und in der Chemischreinigung.

Aus dieser Verwendungsstruktur lassen sich die FCKW-haltigen Produktabfälle bestimmen:

— Sprays: entleerte, teilentleerte, fehlerhafte oder überlagerte Dosen und Flaschen

— Schäume: in Packmitteln, Ausbaustoffresten, Bauabbruch, Gebrauchtmöbeln, Schrottautos, Kühlschränken, Kühlhäusern usw.

— Kältemittel: aus Kälteanlagen, Klimaanlagen, Wärmepumpen, Kühlschränken, Gefriertruhen usw.

— FCKW-haltige Flüssigabfälle: lösemittelhaltige Reste aus Anlagen zur Oberflächenbehandlung, der elektronischen Chip-Produktion, der Feinmechanik und aus Chemischreinigungen.

Halone sind Fluorchlorbromkohlenwasserstoffe und gelangen in den Abfall mit entleerten, teilentleerten oder fehlerhaft gefüllten Feuerlöschern.

785. Der Rat empfiehlt, eine Vermeidungsstrategie mit Reduktionszielen bzw. -quoten einzuschlagen, um den überwiegenden Teil der genannten FCKW-haltigen Produkte zu vermeiden und den restlichen Teil mittelfristig auf ein unumgängliches Minimum zu reduzieren. Der Bundestag ist am 9. März 1989 einstimmig der Empfehlung seiner Enqute-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" gefolgt und hat beschlossen, Produktion und Verwendung von FCKW und Halonen bis 1995 um mindestens 95 % der Menge des Basisjahres 1986 zu reduzieren. Damit geht die Bundesrepublik weit über die Vorgaben des Protokolls von Montreal hinaus. In der EG sind vergleichbare Beschlüsse mit der längeren Frist bis 1999 gefaßt worden; die Bundesregierung sollte weiterhin darauf drängen, diesen Termin vorzuverlegen. Das Bundeskabinett hat am 30. Mai 1990 eine nationale Verbotsverordnung nach § 17 ChemG für bestimmte FCKW und bestimmte Halone beschlossen, nach der Herstellung, Verkauf und Verwendung von FCKW und anderer die Ozonschicht schädigender Stoffe und Erzeugnisse in zeitlich abgestuften Schritten bis 1. Januar 1995 bzw. 1. Januar 1996, von einigen Ausnahmen abgesehen, verboten wird. (Die Zustimmung des Bundesrates und die Notifizierung bei der EG stehen noch aus.)

Bei der Abwägung von Substitutionsmöglichkeiten ist zu berücksichtigen, daß einige der gegenwärtig als Substitute der FCKW genannten Stoffe ebenfalls nicht als „ozonverträglich" anzusehen sind und sich daher nur graduell von den indizierten FCKW unterscheiden, wie beispielsweise R 22 gegenüber R 11 und R 12, obwohl sie nicht im Protokoll von Montreal bei den zu reduzierenden Stoffen genannt sind.

Die Vermeidungsstrategie sollte im einzelnen folgende Schritte umfassen:

— Reduktion der Herstellung und Verwendung von FCKW durch Verzicht, Verbote und Selbstverpflichtungen der Industrie

— Kennzeichnungs- und Rücknahmepflicht in Verbindung mit einem Pfand auf FCKW-haltige Produkte.

4.5.2.3.1 Reduktion der Herstellung und Verwendung von FCKW

786. Das größte Potential zur Vermeidung von FCKW lag bisher im Bereich der Aerosole; es wurde in der Bundesrepublik Deutschland — angesichts einer drohenden gesetzlichen Verbotsregelung — durch eingehaltene Selbstverpflichtungen der Industrie bereits in erheblichem Umfang ausgeschöpft (ca. 90 % in 1988, bezogen auf das Basisjahr 1986). Im Bereich der Aerosole wurden Substitute in ausreichender Zahl entwickelt, von denen einige bereits seit Jahren am Markt eingeführt sind: Handpumpen, Mehrweg-Aerosol-Pumpenbehälter, Druckluft-Dosen; CO_2-, N_2O-, N_2-, Propan-, Butan-, Isobutan-, andere Kohlenwasserstoff- und DimethyletherTreibgase (JAKOBI, 1989; UBA, 1989b). Manche dieser Systeme sind teurer, manche aber auch wirtschaftlicher und daher rentabler als FCKW-Sprays. Einige der Substitute erfordern von den Abfüllern besondere Sicherheitsvorkehrungen gegen Explosionsgefahren — z. B. bei Propan und Butan; aber nicht dadurch sind sie teurer als FCKW, sondern aufgrund der Steuer, die auf Isopropylalkohol als Beimischung zu Propan und Butan lastet.

FCKW-Sprayprodukte kommen für eine Übergangszeit allenfalls für einige medizinische und wenige besondere technische Anwendungen noch in Betracht. Die von der Industrie für das Jahr 1990 als unverzichtbar genannten 2 340 t FCKW erscheinen dafür als viel zu hoch angesetzt (UBA, 1989b). Vielmehr sollte es der Industrie durchaus möglich sein, die in der Empfehlung des Bundestages (Tz. 785) formulierte Grenze einer maximalen Verbrauchsmenge von 1000 Tonnen jährlich einzuhalten.

Für die übrigen Verwendungsgebiete von FCKW empfiehlt der Rat ein generelles Produktions- und Verwendungsverbot von FCKW mit Erlaubnisvorbehalt nach § 17 ChemG, wie es vom Bundeskabinett am 30. Mai 1990 beschlossen wurde (Tz. 785). Abfallwirtschaftlich könnte dieses Verbot durch Verwendungseinschränkungen nach § 14 Abs. 1 AbfG ergänzt und flankiert werden, die alle Verwendungsbereiche der FCKW umfassen sollten: Aerosole, Reinigungs- und Lösemittel, Kunststoffschäumungsmittel sowie Kühl- und Kältemittel. Auch für sie ist eine Vielzahl von Substitutionsmöglichkeiten vorhanden; einige wurden bereits realisiert (JAKOBI, 1989; SCHAEFER, 1988).

787. Bei Kunststoffschäumen sollte auf FCKW alsbald verzichtet werden. Dämmaterial sollte nicht mehr mit FCKW aufgeschäumt werden, da FCKW sowohl bei der Produktion als auch während der Lebensdauer des Produkts entweichen. Es ist daher besonders bedauerlich, wenn Verfahren zur FCKW-freien Herstellung von Polyurethan deshalb nicht eingeführt werden können, weil eine DIN-Norm das Aufschäumen mit FCKW vorschreibt. Dies widerspricht den allseits anerkannten Anforderungen an eine Politik der schnellen Substitution und weitestgehenden Reduzierung von FCKW. Übergangsweise kommt allenfalls noch der Einsatz in Polyurethan-Hartschäumen in Frage, die in Langzeit- und Großanwendungen gehen (z. B. Kühlhäuser). Für andere Isolierungs-

aufgaben könnten wieder Glas- oder Mineralwolle verwendet werden, auch für die Wärmedämmung in Kühlschränken. Mit rd. 1 500 t ist das aus dieser Verwendung resultierende jährliche FCKW-Emissionspotential wesentlich größer als die FCKW-Emission der Kältemittel von Kühl- und Gefrierschränken, die rd. 400 t/a beträgt (UBA, 1989b). Nach anderen Quellen wurden 1987 bei der Kunststoffschäumung und Wärmedämmung 1 200 t und als Kältemittel 400 t eingesetzt (ANGERER et al., 1990) bzw. fallen zur Entsorgung mit Kühl- und Gefrierschränken jährlich 350 t R 12 aus Kältekreisläufen und 1 000 t R 11 aus PU-Isolierschaum an (BDE, 1988).

FCKW werden seit Jahren auch für Polystyrol-Hartschäume, überwiegend zur Herstellung von Lebensmittelverpackungen und Wegwerfgeschirr, verwendet. Bis 1970 wurden diese Hartschäume mit Pentan als Treibmittel ausgeschäumt. Da somit ein praxiserprobtes Ersatztreibmittel zur Verfügung steht, erscheint für diesen Bereich ein Produktions- und Verwendungsverbot als begründet und durchsetzbar.

788. Für Kältemittel, die fast immer in geschlossenen Systemen angewendet werden, sind entweder nur wenige Substitutionsmöglichkeiten vorhanden oder Substitutionen nur mit größeren Anstrengungen zu realisieren, jedenfalls unter der Voraussetzung, daß Kühlschränke leicht und billig und mit geringem Materialeinsatz hergestellt sein sollen. Kühlschränke können aber auch frei von FCKW mit konventioneller Wärmedämmung und in Edelstahlrohren kreisendem Ammoniak als Kühlmittel bei gleichem Verhältnis von Energieaufnahme und Kühlleistung hergestellt werden. Sie sind allerdings dann schwerer, klobiger und teurer. Aber welchen Preis ist die Entlastung der Umwelt von FCKW wert? Erwärmung der Erdatmosphäre und Abbau der Ozonschicht sind andererseits ein hoher gesellschaftlicher Preis für kleinvolumige, billigere Kühlschränke. Eine klare staatliche Vorgabe gegen FCKW könnte andererseits die Phantasie der Ingenieure anregen, Kühlschränke auch auf andere Weise handlich und billig zu gestalten. Auch die Erhebung einer FCKW-Verbrauchsabgabe bei den Herstellern und Importeuren von FCKW könnte die Entwicklung von Substitutionsprodukten in diesem Verwendungsbereich beschleunigen.

Unabhängig vom Einsatz künftiger Kältemittel muß eine kontrollierte, geordnete Entsorgung oder Verwertung der Kältemittel der heute in Gebrauch befindlichen Kühlschränke organisiert werden. Das kann nicht ohne Zusammenarbeit mit den Herstellern erfolgen. Eine wertvolle Hilfestellung in diesem Zusammenhang könnte von einer Initiative des Deutschen Kälteanlagenbauerhandwerks, dem Qualitätssiegel Kältemittelentsorgung (QSK), ausgehen.

789. Als Löse- bzw. Reinigungsmittel in der Elektronik und Feinmechanik sind FCKW durch andere Mittel, wie Alkohole und Tensid-Wassersysteme oder Terpene aus Citrusfrüchten, ersetzbar, doch wird dadurch die Produktion mancher Massengüter etwas teurer, weil die Funktionsprüfung intensiviert werden muß. Es kann daher kaum erwartet werden, daß einzelne Firmen von sich aus auf FCKW verzichten, während die Konkurrenz sie weiterbenutzt. Gerade in diesem Anwendungsbereich ist daher ein Produktions- und Verwendungsverbot besonders wichtig.

790. Für Halone gibt es gegenwärtig keine geeigneten Ersatzstoffe. Beim Einsatz von Halonen in stationären Feuerlöschanlagen ist eine Zusammenarbeit von Sachversicherern und Anlagenbetreibern anzustreben, um den Halon-Einsatz auf ein notwendiges Minimum zu reduzieren. Für Probeflutungen sollte eine Minimierung der Emissionen durch eine Verminderung dieser Flutungen, für den Umbau oder die Verschrottung der Feuerlöschanlagen sollte die Rückgewinnung der Halone vorgeschrieben werden (ANGERER, 1988; SCHAEFER, 1988).

4.5.2.3.2 Kennzeichnungs-, Rücknahme- und Pfandpflicht für FCKW-haltige Produkte

791. Für eine Reihe von Anwendungen, auf die in naher Zukunft nicht verzichtet werden kann, ist der Weg einer geordneten Entsorgung sicherzustellen. Gleichzeitig sind, wo dies möglich ist, Angebote und Anreize zur ordnungsgemäßen Verwertung FCKW-haltiger Produkte oder Produktbestandteile zu schaffen. Ein wesentlicher Bestandteil der vom Rat unterstützten Vermeidungsstrategie besteht in einer Pflicht zur Kennzeichnung und Rücknahme von FCKW-haltigen Produkten und Produktbestandteilen durch die Hersteller sowie einer Pfanderhebung auf diese Gegenstände. Entsprechende Regelungen zielen — gestützt auf § 14 Abs. 1 AbfG — darauf ab, die Verwertung der FCKW und damit die Verminderung von Problemabfällen zu unterstützen oder in die Wege zu leiten und für nicht verwertbare Anteile eine umweltverträgliche Beseitigung sicherzustellen, damit keine FCKW- und halonhaltigen Produktabfälle mehr auf Siedlungsabfall- oder Bauschuttdeponien oder in Shredderanlagen gelangen. Diese Regelungen sollten für folgende Produkte und Produktabfälle vorgeschrieben werden:

- FCKW-haltige Lösemittelabfälle aus der Oberflächenreinigung und anderen Anwendungen
- Kühlgeräte und -anlagen
- die verbleibenden Aerosolflaschen für medizinische oder besondere technische Anwendungen
- Feuerlöschgeräte und -anlagen.

792. Die Entsorgung von Haushaltskühl- und -gefrierschränken ist Aufgabe der Gebietskörperschaften im Rahmen der Hausmüllentsorgung. Die Kühlgeräteentsorgung ist für den einzelnen Haushalt kostenlos und erfolgt nach Bedarf. Es sollten flächendeckend Einrichtungen bei den Gebietskörperschaften oder in deren Auftrag durch Dritte aufgebaut werden, in denen eine integrierte Entsorgung der Kühlgeräte unter Ausschöpfung aller Möglichkeiten der Verwertung vorgenommen werden kann: die Entnahme der FCKW und der Kälteöle ebenso wie der FCKW-haltigen Wärmedämmstoffe gemäß einer zu erstellenden technischen Anleitung, die Rückgabe an die Herstellerfirmen zur Verwertung und die weitere Ausschlachtung der entleerten Gehäuse über den Schrotthandel. Voraussetzung ist eine Rücknahmepflicht durch die Hersteller der FCKW, deren Durchsetzung

in der Praxis daran scheitern kann, daß die bisher bedeutendsten Hersteller von FCKW diese Produktion einzustellen beabsichtigen.

Einige Gebietskörperschaften haben mit dem Aufbau von Entsorgungsdiensten für Kühlschränke begonnen, doch besteht kein Überblick, wie viele Städte und Landkreise eine Voll- oder Teilentsorgung von Kühlschränken durchführen. Beispielsweise haben die Stadt Köln und die Berliner Stadtreinigung Entsorgungsdienste eingerichtet: Den mit dem Sperrmüll angelieferten Kühlschränken wird das FCKW-haltige Kältemittel-Kälteöl-Gemisch entnommen und über die Handelsketten zur Verwertung an die jeweiligen Herstellerfirmen geschickt. Die Städte Münster und Düsseldorf haben dieses Modell auf PCB-haltige elektrische Altgeräte erweitert. Diese Initiativen zeigen, daß es möglich ist, neue Organisationsformen und neue Techniken der Verwertung flächendeckend aufzubauen. Allerdings werden die Gemeinden dadurch mit erheblichen Kosten belastet. Darum steht auch zur Diskussion, bei jedem Kühlschrankkauf eine Entsorgungsgebühr zu erheben, die den Gemeinden zufließt.

4.5.2.4 Cadmium

793. Die Abfallprobleme durch den Einsatz von Cadmium (Cd) liegen, von den cadmiumhaltigen Galvanikschlämmen (Abschn. 4.5.1.3.1) abgesehen, nicht im Bereich der industriellen Produktion, sondern im Bereich der Entsorgung der Produkte. Denn im Unterschied zu Industrieunternehmen, bei denen Cadmium in für eine Verwertung ausreichenden Mengen anfällt und für die es aus wirtschaftlichen Gründen sinnvoll sein kann, Cadmium nicht zu Abfall werden zu lassen, sondern in den jeweiligen Produktkreisläufen zu verwerten, besteht für den Verbraucher kein ökonomischer Anreiz zu einer getrennten Sammlung bzw. Verwertung von cadmiumhaltigen Produkten.

Ungeachtet der langjährigen öffentlichen Diskussion um die ökologischen und gesundheitlichen Risiken der Cadmium-Verwendung (SRU, 1987, Tz. 1766 bis 1776, 1315 bis 1337 und 524 bis 527) werden nach wie vor beträchtliche Mengen Cadmium in Produkten eingesetzt (Inlandsverbleib 1985 bis 1987 ca. 1 500 t/a nach Angaben der Landesgewerbeanstalt Bayern). Hierbei haben sich jedoch bemerkenswerte Strukturverschiebungen ergeben. Während in den klassischen Einsatzgebieten (Kunststoffstabilisatoren, Pigmente und Oberflächenschutz) ein Rückgang der Einsatzmengen zu verzeichnen ist, hat sich der Cadmium-Verbrauch für Nickel-Cadmium-Batterien (NC-Akkus) in den Jahren von 1982 bis 1987 etwa verfünffacht. Das ist, stimuliert durch niedrige Cadmium-Preise, in erster Linie auf das stürmische Vordringen der NC-Akkus im Bereich der Gerätebatterien zurückzuführen, bei denen der Verbrauch von 40 t Cadmium 1982 (UBA, 1987) auf 200 t Cadmium 1987 angestiegen ist (UBA, 1989 c).

794. Die in den klassischen Einsatzgebieten erreichten Verminderungen sind das Ergebnis eingehender Überprüfungen der tatsächlichen Einsatznotwendigkeit und der gezielten Entwicklung von Substitutionslösungen in einer Reihe von Industriezweigen (BÖHM und TÖTSCH, 1989).

Insbesondere sind der Automobilindustrie als einem der früher bedeutendsten Cadmiumverwender, unter dem Eindruck gesetzlicher Regelungen in skandinavischen Ländern und der Schweiz, bemerkenswerte Erfolge gelungen. Im Bereich des Oberflächenschutzes (Korrosionsschutz) können Feinzink und Aluminium bei vielen Anwendungen gleichwertige Produkteigenschaften sicherstellen. So konnte beispielsweise nach Angaben eines großen Automobilherstellers in der Bundesrepublik die Cadmiummenge in ihren Fahrzeugen von 500 g auf 1 g je Fahrzeug gesenkt werden.

Im Kunststoffsektor ging der Einsatz von Cadmium in Pigmenten in den letzten Jahren zurück. Dennoch wird fast die Hälfte der verbrauchten Cadmiummenge in Kunststoffen verwendet, zum größeren Teil zur Stabilisierung von PVC. Vor allem Hart-PVC im Bausektor wird mit Cadmium stabilisiert (Fensterprofile u. a.). Der Rat empfiehlt, auf die Verwendung von Cadmium zur Einfärbung und Stabilisierung von Kunststoffen umgehend zu verzichten, auch um den Preis, daß bestimmte Kunststoffe für bestimmte Anwendungsarten nicht mehr geeignet wären.

795. Stark zugenommen hat der Einsatz von Cadmium — wie in Textziffer 793 erwähnt — in NC-Akkus. Der Grund liegt in den beträchtlichen wirtschaftlichen Vorteilen der NC-Akkus gegenüber nicht aufladbaren Batterien. Eine vergleichende Analyse zeigt jedoch, daß ohne einen hohen Rückgewinnungsgrad durch den Einsatz von NC-Akkus anstelle von quecksilberhaltigen Alkali-Mangan-Batterien keine Umweltentlastung erfolgt, da dem Eintrag von Quecksilber in die Umwelt ein qualitativ annähernd gleicher Eintrag von Cadmium und Nickelverbindungen gegenübersteht. Die Umweltbilanz verschiebt sich noch stärker zu Ungunsten der NC-Akkus, wenn und in dem Maße wie der Quecksilber-Gehalt in Alkali-Mangan-Batterien vermindert wird (Abschn. 4.5.2.5.2).

Der NC-Akku sollte daher von staatlicher Seite nicht als umweltfreundliche Alternative zu quecksilberhaltigen Alkali-Mangan-Batterien bei der Beschaffung empfohlen werden, solange die Verwertung und umweltverträgliche Beseitigung nicht gesichert ist. Weder gibt es eine gezielte Sammlung, noch bestehen hinreichende inländische Aufarbeitungskapazitäten, die eine Rückgewinnung des Cadmiums aus gesammelten NC-Akkus ermöglichen. Der Rat empfiehlt, Alternativen und entsprechende Substitutionsprozesse einerseits und die Rücknahme und Verwertung von Cd-haltigen Akkus andererseits durch ein Pfand auf diese Akkus in Verbindung mit einer Rücknahmepflicht zu unterstützen (Abschn. 4.5.2.5.2).

796. Die Entwicklung in den letzten Jahren zeigt, daß eine Verminderung des Cadmiumeintrags in die Umwelt nur über eine gesetzliche Regelung der Cadmiumverwendung zu erwarten ist. Dies wurde bereits frühzeitig von einigen skandinavischen Ländern erkannt, in denen, ebenso wie danach in der Schweiz, Verwendungsverbote erlassen wurden. In den Niederlanden befindet sich ein entsprechendes Gesetz in

der parlamentarischen Beratung. Die EG-Kommission hat im November 1989 einen Richtlinienentwurf zur Beschränkung des Einsatzes von Cadmium in den Verwendungsbereichen Stabilisatoren, Pigmente und Oberflächenschutz vorgelegt. Er sieht für den letztgenannten Bereich ein Verwendungsverbot in bestimmten Bereichen des Maschinen- und Anlagenbaus und in bestimmten Produkten (z. B. Haushaltsgeräte) vor sowie ein Einsatzverbot von cadmiumhaltigen Stabilisatoren in bestimmten PVC-Produkten und von cadmiumhaltigen Pigmenten in bestimmten Kunststoffen.

Die Verwendung von Cadmium in Produkten sollte nach Einschätzung des Rates nicht vollständig ausgeschlossen, sondern durch scharf begrenzte Ausnahmeregelungen auf ein unumgängliches und möglichst umweltverträgliches Maß begrenzt werden.

In der Bundesrepublik Deutschland stehen mit § 35 BImSchG, § 14 AbfG und notfalls § 17 ChemG Regelungsermächtigungen für eine Beschränkung der Verwendung von Cadmium zur Verfügung. An befristete oder unbefristete Ausnahmen von derartigen Beschränkungen sollten folgende Anforderungen geknüpft sein:

- Kennzeichnung von Stoffen und Erzeugnissen durch im Gebrauchszustand deutlich lesbare Hinweise auf schädliche Umwelteinflüsse und das Erfordernis einer geordneten Entsorgung
- verwechslungssichere Gestaltung cadmiumhaltiger Produkte, die deutlich von denen cadmiumfreier Produkte gleicher Funktion abweichen
- Einführung einer Pfandregelung für NC-Akkus, wobei die Pfandhöhe mindestens den wirtschaftlichen Vorteilen des cadmiumhaltigen Produkts entsprechen sollte (Abschn. 4.5.2.5.2)
- Verpflichtung des Einzelhandels zur kostenfreien Rücknahme cadmiumhaltigerhaltiger Produkte; die Anschrift des Herstellers oder Importeurs oder eines Beauftragten muß in der Produktkennzeichnung enthalten sein
- Verpflichtung von Herstellern und Importeuren, Beseitigungskapazitäten im Verkaufsgebiet im Umfang der in Verkehr gebrachten Erzeugnisse oder Stoffe nachzuweisen
- Begrenzung von Cd-Verunreinigungen in Werkstoffen, z. B. in Zink für den metallischen Oberflächenschutz.

797. Staatliche Eingriffe erfordern die Beachtung des Verhältnismäßigkeitsgebots. Berechnungen aus den frühen achtziger Jahren zeigen, daß mindestens 25 % aller Cd-Emissionen in die Luft ihre Ursache im Cd-Einsatz in Produkten haben (UBA, 1985). Emissionen können am wirksamsten und kostengünstigsten vermieden werden, wenn umweltgefährdende Stoffe erst gar keinen Eingang in industrielle Produktionsverfahren finden. Insbesondere am Beispiel der Stahlindustrie als einem der größten CadmiumEmittenten wird deutlich, daß eine ausreichend hohe und kostenmäßig akzeptable Verminderung der Cadmium-Emissionen nur über eine Verminderung des mit dem Schrotteinsatz entstehenden Cadmiumeintrags möglich ist.

Im Gegensatz hierzu sind die größten Erfolge bisher bei der Verminderung von Cadmium-Emissionen auf dem Sektor der nachgeschalteten Abgasreinigungsmaßnahmen erreicht oder zumindest in die Wege geleitet worden. Ausgelöst wurden und werden diese Maßnahmen im wesentlichen durch die Novellierung der TA Luft 1986, von der zumindest im Bereich hoch cadmiumbelasteter Abgasströme eine Verminderung zu erwarten ist. Der Vermeidungsumfang wird auf 30 bis 40 % der Gesamtemissionen geschätzt. Ob er auch wirklich ausgeschöpft wird, hängt vom Vollzug der Altanlagenregelung und von der Intensität der Anlagenüberwachung ab.

Nachdem mit den Verschärfungen im Emissionsbereich die derzeitigen technischen und wirtschaftlichen Möglichkeiten in hohem Maße ausgeschöpft wurden, muß die Priorität in Zukunft beim produktbezogenen Immissionsschutz liegen, d. h. der Herstellung cadmiumfreier Produkte (BÖHM und TÖTSCH, 1989).

798. Substitutionsprozesse und Verwendungsverzichte führen, ähnlich wie auch eine verstärkte Verwertung, zum Absinken der Nachfrage nach neu erzeugtem Cadmium. Cadmium ist jedoch ein unvermeidbares Kuppelprodukt der Zinkproduktion. Bei sinkender Cadmiumnachfrage könnten sich deshalb die Zinkhütten veranlaßt sehen, weniger Cadmium abzuscheiden. Die Folge wäre eine irreversible „Verzettelung" des Cadmiums in Produkt-, Abwasser- und Abfallströme der Hütten, die dort wegen der Größe der Stoffströme zwar nicht zu einer signifikanten Erhöhung der Cadmiumkonzentration führen, aber direkt und indirekt eine erhebliche zusätzliche Cadmiumfracht in die Umwelt bringen würde. „Cadmium muß deshalb weiterhin in möglichst reiner Form gewonnen und dann der weiteren Verwendung entzogen werden. Deponieprobleme sind infolge der geringen benötigten Deponievolumina und der guten Beständigkeit von Cd-Metall nicht zu erwarten" (UBA, 1985).

Eine derartige Verfahrensweise kann von den Zinkhütten, nicht zuletzt wegen der damit verbundenen beträchtlichen wirtschaftlichen Probleme, auf freiwilliger Basis nicht erwartet werden. Der Rat empfiehlt deshalb zu prüfen, wie durch rechtliche Vorgaben eine ungeschmälerte Cadmiumgewinnung sichergestellt und die daraus erwachsenden wirtschaftlichen Belastungen durch geeignete Regelungen, gegebenenfalls auch durch zeitweilige Subventionen, z. B. der Einlagerungskosten in geeigneten untertägigen Deponien, aufgefangen werden können; auf Dauer sollte auch hier das Verursacherprinzip greifen.

4.5.2.5 Quecksilber

4.5.2.5.1 Herkunft und Aufkommen

799. Quecksilber (Hg) als industrieller Rohstoff wird weder hinreichend verwertet noch umweltverträglich beseitigt. Soweit es in verbrauchernahen Produkten verwendet wird, gelangt es zum größten Teil als

Schadstofffracht in den Hausmüll. Quecksilber wird bei der Müllverbrennung gasförmig ausgetrieben und in den üblichen Abscheidern nur ungenügend zurückgehalten (Rückhaltequote von nur 20 bis 30%, Abschn. 6.2.2.4).

Quecksilber wird als industrieller Betriebsstoff bei der Chloralkali-Elektrolyse zur Gewinnung von Natronlauge und Chlor eingesetzt — 1985 in einer Menge von 36 t (Landesgewerbeanstalt Bayern, 1988). In verbrauchernahen Produkten wurde Quecksilber in folgenden Mengen verwendet: 33,5 t in Batterien (Angaben für 1987, ZVEI, 1988), 4,2 t in Leuchtstoffröhren, 6,2 t in Thermometern und 24 t für Dentalfüllungen. Außerdem wird Quecksilber in Fungiziden und anderen Schädlingsbekämpfungsmitteln, die nicht als Pflanzenschutzmittel, sondern z. B. als Holzschutzmittel eingesetzt werden, sowie in Chemikalien und Reagenzien in jährlich stark wechselnden Mengen verwendet (Angaben für 1985, nach Landesgewerbeanstalt Bayern, 1988).

800. Im Amalgamverfahren der Chloralkali-Elektrolyse entstehen bei der Filterung der Abluft Rückstände von quecksilberbelasteter Aktivkohle. Da der einzige Betrieb, der in der Bundesrepublik diese Rückstände aufarbeitete, 1986 geschlossen wurde — gegenwärtig wird gegen die Firma wegen großräumiger Quecksilberverseuchungen mehrerer Stadtteile ermittelt —, werden Teile dieser Filtermassen seither bei den Betreibern zwischengelagert, bis sich ein neuer Verarbeiter findet. Frühestens 1991 hätte eine neue Anlage in Betrieb gehen können, wenn 1989 ein Unternehmen mit dem Bau einer solchen Anlage begonnen hätte, was jedoch nicht der Fall war.

Zum Teil werden die aus der Chloralkali-Elektrolyse stammenden Rückstände ordnungsgemäß in Herfa-Neurode abgelagert. Sie sind damit nach dem derzeitigen Kenntnisstand dauerhaft der Umwelt und der Biosphäre entzogen. Die Frage, ob unter umweltpolitischen Gesichtspunkten dieser Entsorgungsweg oder eine Aufarbeitung der Rückstände sinnvoller ist, kann nicht eindeutig beantwortet werden. Beide Lösungen haben Vor- und Nachteile. Nachteile der Aufarbeitung bestehen beispielsweise darin, daß bei ihr ebenfalls, wenngleich in geringerem Maße, abzulagernde Rückstände anfallen und daß von den Aufarbeitungsanlagen selbst Emissionen ausgehen.

Der mittelfristig zweifellos beste Weg ist der Übergang auf quecksilberfreie Verfahren, soweit diese ausgereift sind und der Übergang finanziell zumutbar ist. Solche Verfahren stehen mit dem Diaphragmaverfahren und dem Membranverfahren, das sich derzeit in der Einführungsphase befindet, zur Verfügung. Allerdings besteht ein betriebswirtschaftliches Hemmnis darin, daß die derzeit betriebenen Anlagen nach dem Amalgamverfahren noch Laufzeiten zwischen 5 und 15 Jahren haben. Ihre vorzeitige Stillegung und Ersetzung durch Anlagen, die nach den genannten Hg-freien Verfahren arbeiten, bringt für die betreffenden Unternehmen Belastungen, die gegebenenfalls jeweils nach vorgesehener Restlaufzeit auszugleichen wären. Der Rat befürwortet den Ersatz durch Anlagen, die mit quecksilberfreien Verfahren arbeiten. Bis dahin ist eine geordnete Beseitigung der quecksilberhaltigen Rückstände sicherzustellen.

Obwohl quecksilberfreie Verfahren zur Verfügung stehen, wurden Anlagen nach dem Amalgamverfahren noch erweitert und erneuert.

4.5.2.5.2 Quecksilber aus Batterien

801. Im Hausmüll stammt der bei weitem größte Anteil des Quecksilbers aus Gerätebatterien. 1987 wurden in der Bundesrepublik Deutschland allein 395 Mio. Rundzellen-Batterien verkauft. An der gesamten Quecksilbermenge von ca. 33 t, die in den im Jahre 1987 verkauften Batterien enthalten war, waren nach Angaben des Zentralverbandes Elektrotechnik- und Elektronikindustrie (ZVEI) beteiligt:

- die leistungsstarken Alkali-Mangan-Batterien mit ca. 19,5 t (1988 auf ca. 5 t reduziert)
- die traditionellen, leistungsschwächeren Zink-Kohle-Batterien mit ca. 650 kg
- die Quecksilberoxid-Batterien mit ca. 12 t (zu 95% in Knopfzellenform).

Der Quecksilbergehalt, bezogen auf das Batteriegewicht, betrug 1987 im Mittel bei den Alkali-Mangan-Batterien 0,4% (1988 etwa 0,1%), bei den Zink-Kohle-Batterien 0,01% und bei Quecksilberoxid-Batterien 30%.

802. Unter dem Druck der internationalen öffentlichen Meinung und zweifellos auch beeinflußt von den Bestrebungen der Bundesregierung, eine Rechtsverordnung nach § 14 Abs. 1 AbfG zu verabschieden (Pfand und Rücknahmeverpflichtung des Einzelhandels), haben sich die großen Hersteller von Batterien international bereits vor Jahren geeinigt, Alkali-Mangan-Batterien mit stark vermindertem Hg-Gehalt auf den Markt zu bringen. Dies zeigt, daß Schadstoffminderungen möglich sind, die lange Zeit bestritten werden konnten, da entsprechende umweltpolitische Initiativen fehlten. Es ist derzeit noch nicht abzusehen, welche — auch im Hinblick auf die Vermeidung von Schadstoffen wünschenswerten — technischen Neuerungen sich schließlich durchsetzen werden. Zweifellos hängt das auch von der konkreten Anwendung umweltpolitischer Instrumente ab.

803. Die „Vereinbarung über die Entsorgung von Altbatterien" vom 9. September 1989 zwischen den Herstellern und Importeuren von Batterien sowie dem Einzelhandel ist Ausdruck eines neuen politischen Willens der Bundesregierung. Sie enthält unter anderem:

- Die Verpflichtung der Hersteller von Batterien, bei Entwicklung und Produktion solche Systeme zu bevorzugen, bei denen der Schadstoffgehalt vermindert ist oder die keine Schadstoffe enthalten, sowie die Verpflichtung, die Entwicklung solcher Batteriesysteme zu betreiben, die geeignet sind, schadstoffhaltige Batterien zu ersetzen. Dies gilt insbesondere für Quecksilberoxid-Knopfzellen.
- Die Verpflichtung der Hersteller von Alkali-Mangan-Batterien, den Quecksilbergehalt dieser Batterien bis Ende 1988 auf 0,15% abzusenken. Die

Einhaltung dieser Verpflichtung soll bis Ende 1991 durch unabhängige Institutionen überprüft werden.

- Die Erklärung der Bereitschaft dieser Hersteller zu intensiven Forschungsanstrengungen, um eine weitere Reduzierung des Quecksilbergehaltes in Alkali-Mangan-Batterien nach dem Stand der Technik zu ermöglichen mit dem Ziel, 1990 einen Hg-Gehalt von 0,1 % zu erreichen und 1993 den Hg-Gehalt von 0,1 % zu unterschreiten.

- Die Verpflichtung des Einzelhandels, ab dem zweiten Quartal 1989 gebrauchte Batterien, die im Sinne dieser Vereinbarung als kennzeichnungspflichtig gelten und entsprechend gekennzeichnet sind, in allen Einzelhandelsgeschäften, in denen Neubatterien verkauft werden, zurückzunehmen. Kennzeichnungspflichtig sind unter anderem NC-Akkus, quecksilberhaltige Knopfzellen, Alkali-Mangan-Batterien mit Quecksilbergehalten von 0,1 % oder mehr. Die Kennzeichnung ist bei im Inland hergestellten Batterien inzwischen erfolgt, bei Importbatterien jedoch noch nicht durchgehend. Die Rücknahme der Batterien durch den Handel ist noch nicht überall gewährleistet, da noch nicht alle Händler die Vereinbarung und die für sie daraus resultierenden Pflichten kennen.

- Die Zusage der Hersteller, die gesammelten gekennzeichneten Altbatterien vom Einzelhandel zurückzunehmen, wobei sie sich Dritter bedienen können.

- Die Zusage der Hersteller, im Rahmen des Verwertungsgebotes des Abfallgesetzes die Voraussetzungen für eine Verwertung der in gekennzeichneten Altbatterien enthaltenen schädlichen Stoffe, insbesondere der toxischen Schwermetalle, zu schaffen.

804. Ausdruck des beschleunigten Entwicklungsprozesses sind stark quecksilberreduzierte Alkali-Mangan-Batterien, quecksilberfreie Gerätebatterien und Lithium-Batteriesysteme.

Die in der zitierten Vereinbarung genannten Quecksilber-Werte wurden bereits 1987 unterboten. So erreichte ein Hersteller von Alkali-Mangan-Batterien einen Quecksilbergehalt von 0,025 %; in einem vom Umweltbundesamt betreuten Forschungsvorhaben wurden sogar 0,015 % als erreichbar nachgewiesen. Die Realisierung des Wertes von 0,025 % bei allen Herstellern würde die Quecksilberfracht von Alkali-Mangan-Batterien von 19,5 t/a auf 1,4 t/a senken (Wirtschaftswoche vom 10. Juni 1988). Die stark quecksilberreduzierten Systeme haben allerdings bei gleicher Leistungsfähigkeit nicht die gleiche Lagerfähigkeit wie die traditionellen Alkali-Mangan-Batterien, was zu einem geringen Mehrverbrauch von Batterien führt, der jedoch angesichts ihrer Raten der Quecksilberverringerung hinzunehmen ist. Der weltweit größte Gerätebatteriehersteller hat bereits 1988 angekündigt, Alkali-Mangan-Batterien auf den Markt zu bringen, die einen Quecksilbergehalt von weniger als 0,025 % aufweisen (Wirtschaftswoche vom 10. Juni 1988).

Seit 1989 werden von allen Herstellen quecksilberfreie Gerätebatterien in der Bundesrepublik angeboten. Diese Batterien entsprechen jedoch eher der leistungsschwächeren Zink-Kohle-Batterie als den leistungsstärkeren Alkali-Mangan-Batterien.

Lithium-Batteriesysteme stehen seit einiger Zeit für Einsatzfälle, bei denen nur kleine elektrische Leistungen gefordert werden (Elektronik), als quecksilberfreie Alternative zur Verfügung (Lithium-Mangan- bzw. Lithium-Carbonmonofluorid-Batterien). Die Jury Umweltzeichen hat zu Recht 1988 diesen Typ von Lithium-Batterien mit dem „Umweltengel" ausgezeichnet.

805. Eine Bewertung dieser Entwicklungen muß jedoch berücksichtigen, daß die derzeitige Rücklaufquote von Batterien nur etwa 20 % beträgt und daß sie auch bei massiver Verbraucheraufklärung ohne flankierende Maßnahmen — wie z. B. eine Pfanderhebung — kaum auf über 30 % und darüber steigerbar wäre. Eine Bewertung muß aber auch dem Umstand Rechnung tragen, daß die beiden Verwertungsverfahren für Batterien, die mit finanzieller Unterstützung des Bundes entwickelt wurden, auf einen Mindestdurchsatz von 5 000 t/a ausgelegt sind, wohingegen bei einer unbepfandeten Sammlung der in der genannten Vereinbarung als kennzeichnungspflichtig eingestuften Batterien mit nur maximal 2 000 t/a Batterien zu rechnen ist. Beide Unternehmen haben bereits zu erkennen gegeben, daß damit ihren Verfahrenskonzepten der Boden entzogen wurde (HENG und BANDEL, 1989; LAIG-HÖRSTENBROCK, 1989). Damit ist eine entscheidende Voraussetzung der genannten Vereinbarung nicht berücksichtigt: Die mit der Rücknahme der Altbatterien konzeptionell verknüpfte Verwertung der toxischen Schwermetalle Quecksilber und Cadmium, des Zinks sowie des Braunsteins (Mangandioxyd) ist auf wirtschaftlicher Basis, also ohne Dauerbezuschussung von privater oder staatlicher Seite, nicht realisierbar.

806. Zweifellos ist zu begrüßen, daß als Folge der beschriebenen Produktinnovationen der Quecksilberanteil in den Batterien und damit die entsprechende Schadstofffracht im Hausmüll zurückgehen wird. Es muß aber auch gefragt werden, wie groß die Minderungsmengen sein könnten, wenn alle umweltpolitischen Möglichkeiten konsequent ausgeschöpft würden. Ob das technisch Machbare auch tatsächlich ausgeschöpft wird, hängt davon ab, wie schließlich das Gesamtkonzept des Verordnungsgebers aussieht, das für den Bereich der Gerätebatterien entwickelt wird.

Der Rat wertet die genannte Vereinbarung als Schritt in die richtige Richtung; er ist jedoch nicht ausreichend. Ihm müßte ergänzend eine Pfandregelung auf ausgewählte, abfallwirtschaftlich wichtige Batteriesysteme folgen. Denn ohne eine solche Pfandregelung fehlt dem in der Vereinbarung umrissenen Konzept die Basis. Ohne ein Pfand auf die abfallpolitisch bedeutendsten Batteriesysteme — mit toxischen Schwermetallen Cadmium und Quecksilber in Größenordnungen, die eine Aufarbeitung sinnvoll ermöglichen — lassen sich einige der wichtigsten mit der

Vereinbarung angestrebten Ziele nicht erreichen, insbesondere nicht die Errichtung einer auf diese Batteriesysteme zugeschnittenen Rückführlogistik und Rücklaufquoten in einer Höhe, wie sie für eine gewinnbringende Aufarbeitung erforderlich sind.

Ein Pfand auf alle kennzeichnungspflichtigen Batterien und Akkumulatoren, die Quecksilber oder Cadmium in entsprechenden Mengen enthalten, würde Konkurrenznachteile für die Hersteller und Importeure dieser Produkte mit sich bringen und die angestrebten Substitutionsprozesse zu cadmium- und quecksilberfreien oder quecksilberarmen Batterien, vor allem aber zur stärkeren Verwendung von Solarzellen im Gerätesektor, die alle einen entsprechenden Konkurrenzvorteil hätten, auslösen oder erleichtern. Dies ist umweltpolitisch zweifellos erwünscht.

807. Das Pfand sollte in erster Linie auf NC-Akkumulatoren und Quecksilberoxid-Batterien erhoben werden. Die vom Rat empfohlene Pfandregelung würde also nicht für einen wesentlichen Teil der rd. 400 Mio. jährlich verkauften Primärbatterien (Rundzellen) gelten, d. h., alle Zink-Kohle-Batterien und quecksilberarmen Alkali-Mangan-Batterien wären von der Pfandregelung ausgenommen. Das würde einerseits den Handel entlasten und andererseits dem Argument der Hersteller Rechnung tragen, daß diese Batteriesysteme wegen der hohen Aufarbeitungskosten selbst bei einem starken Anstieg der Rohstoffpreise nicht wirtschaftlich aufarbeitbar sind. Zudem wären dadurch Möglichkeiten des Mißbrauchs, insbesondere die Fälle des Kaufs von billigen Neubatterien im Ausland oder der Herstellung billiger Batterien mit dem Ziel der Pfandrückforderung, ausgeschlossen. Nicht ausgeschlossen werden kann dagegen, daß in grenznahen Gebieten ein mißbräuchlicher Handel mit bzw. Umtausch von Batterien oder Akkus stattfindet. Solange in den EG-Staaten jedoch noch keine Kennzeichnung der besonders schadstoffhaltigen Batterien erfolgt, ist diese Mißbrauchsabsicht für den Einzelhandel leicht durchschaubar und kann daher nicht zum Erfolg führen. Ein Mißbrauch könnte durch ein Rabattsystem ausgeschlossen werden, wonach — wie in Dänemark 1990 für NC-Akkus eingeführt — der Kunde eine neugekaufte Batterie dann billiger erhält, wenn er eine alte Batterie zurückgibt, eine Rückgabe ohne Neukauf jedoch keine oder nur unbedeutende Pfandvorteile bringt. Andererseits sieht der Richtlinienvorschlag der EG-Kommission „betreffend gefährliche Stoffe enthaltende Batterien und Akkumulatoren" vom Dezember 1988 ausdrücklich die Möglichkeit vor, daß die Mitgliedstaaten ein Pfandsystem einführen.

Voraussetzung der Wirksamkeit der vorgeschlagenen Pfandregelung ist allerdings, daß sich die bepfandeten und wieder aufzuarbeitenden Batterien in ihrer Farbe deutlich von den pfandfreien Batterien unterscheiden. Durch diese sofort erkennbare Unterscheidung würde das Entstehen von getrennten, batteriespezifischen Sammelsystemen erheblich erleichtert. Es muß dem Verbraucher möglich sein, beinahe „blind" und ohne großes Nachdenken zwischen beiden Arten von Batterien zu unterscheiden: schädlichen Batterien mit Pfandregelung und pfandfreien, unbedenklichen Batterien, die mit dem Hausmüll entsorgt werden können. Diese Unterscheidungsfähigkeit durch den Verbraucher ist eine unerläßliche Voraussetzung, um die erforderlichen getrennten Sammelsysteme erfolgreich einzurichten.

808. Es ist nicht anzunehmen, daß die geplante Kennzeichnung schadstoffhaltiger Batterien und Akkumulatoren mit dem ISO-Zeichen für Recycling (Recyclingpfeile) auf der Batterie, dem Akkumulator oder deren Verpackungen alleine zu einer wesentlich höheren Rückgabequote führen wird. Die bisherigen Erfahrungen sprechen dagegen, da sich in den Augen der Verbraucher die Batterien nicht signifikant unterscheiden. Zudem suggerieren die Recyclingpfeile dem Verbraucher eine stattfindende umweltverträgliche Verwertung, die für NC-Akkus nur im Ausland und für Quecksilberoxid-Batterien im Inland nur zu hohen Kosten bei der Norddeutschen Quecksilber-Verwertungsgesellschaft vorhanden ist. Dies wird nicht verborgen bleiben und ist dazu angetan, das Vertrauen in die Sachgerechtigkeit und Glaubwürdigkeit von Umweltzeichen zu untergraben. Es würde sich zudem nachteilig auf das Verhalten gegenüber anderen Batterien und Akkumulatoren mit hohem toxischem Potential auswirken, da die Bereitschaft, NC- und kleine Blei-Akkumulatoren getrennt zu sammeln, deutlich zurückgehen dürfte.

Gerade die NC-Akkumulatoren sind aus den Verbrauchergewohnheiten und der technischen Entwicklung kaum mehr wegzudenken. Nicht ohne Grund weisen sie jährliche Zuwachsraten von rd. 30% auf. Sie müssen aber unter allen Umständen getrennt gesammelt und anschließend entweder zur Verwertung exportiert oder einer geordneten Beseitigung zugeführt werden, da ihr Cadmiumgehalt, im Unterschied zum Quecksilbergehalt anderer Batterien, als funktioneller Bestandteil der Batterie kaum vermindert werden kann. Auch verschlossene kleine Blei-Akkumulatoren werden im industriellen und im Konsumbereich zunehmend verwendet. Bisher ist es dem Zufall überlassen, ob sie getrennt gesammelt werden. Aufgrund ihrer geringen Größe ist eher anzunehmen, daß der überwiegende Teil auch dieser Akkumulatoren in den Hausmüll gelangt. Zum Beispiel ist bekannt geworden, daß 1989 unter anderem von einer niederländischen Verwertungsfirma 500 Tonnen Batterien in der Deponie Schönberg eingelagert worden waren (BAERENS, 1990). Der Rat lehnt derartige „Verwertungsexporte" entschieden ab.

809. Der Rat empfiehlt der Bundesregierung, durch Rechtsverordnung nach § 14 Abs. 1 AbfG ein Pfand mit Rücknahmeverpflichtung auf die kennzeichnungspflichtigen quecksilber-, aber auch die cadmiumhaltigen Batterien und Akkumulatoren einzuführen. Das Pfand sollte eine solche Höhe haben, daß es in der Lage ist, das Sammel- und Rückgabeverhalten der Verbraucher wirksam zu steuern. Der Rat hält eine Höhe von 5,— DM pro Batterie, für die besonders toxischen, aber unauffällig kleinen Quecksilberoxid-Batterien von 10,— DM, für angemessen.

Für den Fall, daß sich die Bundesregierung dennoch nicht für die Pfandregelung als flankierendes Instrument der Abfallwirtschaftspolitik auf dem Batteriesektor entscheiden kann und den Weg einer Vereinbarung ohne begleitende Pfandregelung als Konzept

verfolgt, empfiehlt der Rat hilfsweise, die zitierte Vereinbarung alsbald wenigstens in folgenden Punkten korrigieren zu lassen:

- Als kennzeichnungspflichtig sollten alle Batterien gelten, deren Quecksilber- und Cadmiumgehalt zusammengenommen 0,025 % übersteigt, sowie alle Blei-Akkumulatoren.
- Der Handel sollte verpflichtet sein, keine Altbatterie, gleich welchen Typs, zurückzuweisen; diese Verpflichtung sollte insbesondere auch für alle importierten Batterien gelten.
- NC-Akkumulatoren, kleine Blei-Akkus einerseits und alle anderen Batterien andererseits sollten getrennt gesammelt, zwischengelagert und verwertet bzw. entsorgt werden.
- Die Kennzeichnung durch das ISO-Zeichen sollte ersetzt werden durch die verbale Angabe des Hauptschadstoffs und einen Hinweis, z. B. „Rückgabe", auf der Batterie und auf der Verpackung, bei Platzmangel (Knopfzellen) nur auf der Verpakkung.
- Die Hersteller sollten sich verpflichten, in jeder Werbung für schadstoffhaltige Batterien oder batteriebetriebene Produkte regelmäßig zur Rückgabe der Altbatterien aufzufordern.
- Eine Erfolgskontrolle sollte nachvollziehbar bzw. überprüfbar sein und eine Behörde (z. B. das Umweltbundesamt) sollte das Recht auf bilanzierende Fragen an die Hersteller haben. Es sollte weiterhin festgelegt werden, daß die Unternehmen die jährlich in der Produktion eingesetzten Stoffmengen in einer Stoffbilanz veröffentlichen. Die Kontrolle sollte kontinuierlich fortgeführt werden, um Trends zu erkennen und Fehler zu korrigieren.

4.5.2.5.3 Quecksilber aus anderen Quellen

810. Leuchtstoffröhren: Grundsätzlich ist es technisch möglich, Quecksilber, Leuchtstoff und Glas von solcher Reinheit rückzugewinnen, daß sie zur erneuten Produktion von Leuchtstoffröhren verwendet werden können. Das ist auch in begrenztem Umfang — bei Großverbrauchern — der Fall. Ob diese Verwertungsverfahren auch für eine flächendeckende Anwendung praktisch geeignet sind, muß sich erst noch erweisen. Ist dies der Fall, können die technischen Möglichkeiten jedoch erst dann voll ausgeschöpft werden, wenn Leuchtstoffröhren an den Handel zurückgegeben werden. Dazu wären Rückgabe- und Annahmepflichten für Handel und Hersteller erforderlich, vergleichbar dem Vorgehen bei quecksilberhaltigen Batterien.

Dental-Quecksilber: Unter Dental-Quecksilber sind Plombenreste und überschüssiges Material zu verstehen. Es stellt in erster Linie ein Abwasser- und nicht ein Abfallproblem dar. Verfahren, die diese Reste im zahnärztlichen Abwasser auffangen, werden seit einigen Jahren angewandt, weitere befinden sich noch in der Entwicklung. Da mit der Rückgabe der aufgefangenen Reste aufgrund des Silbergehalts finanzielle Vorteile verbunden sind, werden sich diese Verfahren vergleichsweise schnell und ohne die Unterstützung durch umweltpolitische Maßnahmen durchsetzen.

Thermometer: Thermometer mit Quecksilberfüllung sind in Krankenhäusern noch weit verbreitet und werden unnötigerweise auch weiterhin noch beschafft. Sie sollten durch elektronische Temperaturmeßgeräte ersetzt werden. Diese sind mit NC-Akkumulatoren bestückt. Eine getrennte Sammlung zur geordneten Entsorgung dieser Akkus bereitet keine Schwierigkeiten, da die Temperaturmeßgeräte in regelmäßigen Abständen von Fachleuten nachgeeicht werden.

Fungizide und andere Schädlingsbekämpfungsmittel: Quecksilberhaltige Fungizide sind durch ihr Verbot in der Landwirtschaft bzw. durch die breite Anwendung quecksilberfreier Produkte so weit reduziert worden, daß für diese Produkte kein umweltpolitischer Handlungsbedarf besteht. Dagegen betrug der Verbrauch von quecksilberhaltigen Schädlingsbekämpfungsmitteln noch 19 t 1983, 14 t 1984 und 9 t 1985; diese Mengen wurden im wesentlichen für den Holzschutz eingesetzt (Landesgewerbeanstalt Bayern, 1988). Wegen der kaum befriedigend regelbaren getrennten Erfassung und Beseitigung über geeignete Verbrennungsanlagen wird das quecksilberhaltig imprägnierte Holz zu einer dissipativen Umweltbelastung. Eine Fortschreibung der Quecksilberbilanz bis Ende 1989 wird derzeit bei der Landesgewerbeanstalt Bayern erarbeitet; erst aus dieser Datenerhebung wird ersichtlich sein, ob Quecksilber in den hier genannten Bereichen noch weiter eingesetzt wird.

Chemikalien und Reagenzien: Der statistisch erfaßte Verbrauch quecksilberhaltiger Chemikalien und Reagenzien unterlag in der Bundesrepublik stets starken Schwankungen, die vermutlich eher eine mangelhafte Erfassung dieser Stoffe als Schwankungen im tatsächlichen Verbrauch darstellen. Durch die auf behördliche Anordnung erfolgte Schließung der gesundheitsgefährdenden und umweltbelastenden Chemischen Fabrik Marktredwitz im Jahre 1985 ist die bedeutendste Produktionsstätte in der Bundesrepublik entfallen. Offenbar werden diese Produkte jetzt verstärkt importiert. Es bedarf vor allem einer Änderung im Erfassungsmodus des Statistischen Bundesamtes, um die Wege dieser Chemikalien verfolgen zu können und ihre Verwendung bzw. Entsorgung unter eine verbesserte Kontrolle zu bekommen. Der Rat regt zusätzlich an, die bundesdeutschen Hersteller zu verpflichten, ihre Produktionsdaten gegenüber dem Umweltbundesamt offenzulegen.

4.5.2.6 Kraftfahrzeuge

811. Die durch Kraftfahrzeuge verursachten Umweltbelastungen enden nicht mit dem Ende ihrer Betriebsphase. Vielmehr treten dann abfallwirtschaftliche Fragen an die Stelle der abgas- und lärmseitigen, vorrangig unter zwei Aspekten:

- der Schadstofffracht des Shredderrückstands, verursacht z. B. durch Schmierstoffe, Bremsflüssigkeit oder Starterbatterie; Shredderrückstände gelangen derzeit in der Regel auf Siedlungsabfalldeponien, obwohl sie Anteile toxischer Stoffe — PCB,

CKW u. a. — enthalten. Nach der Abfallbestimmungs-Verordnung (AbfBestV vom 3. April 1990) sind Shredderrückstände künftig als Sonderabfall zu behandeln;

— der Tendenz zur Zunahme des Kunststoffanteils am Gesamtgewicht der Fahrzeuge; dadurch wird die Weiterführung der bisherigen Linien der Autoverwertung und -beseitigung in Frage gestellt.

Optimierungskalküle, die sich auf Verhinderung oder Reduzierung von Problem- und Massenabfällen der Altautos richten, spielen gegenwärtig bei der Planung und Entwicklung der Fahrzeugmodelle noch nicht die Rolle, die ihnen mit Blick auf Menge und Schädlichkeit der Abfälle zukommen müßte. Erst in jüngster Zeit werden abfallwirtschaftlichen Überlegungen und Kriterien seitens der Automobilindustrie Einfluß eingeräumt (WUTZ, 1988 und 1989). Die Autoverwertung selbst ist weitgehend an den Wünschen der Aufkäufer von Autoschrott ausgerichtet. Ein Forschungsprogramm „Recycling von Altautos", das vor allem auf eine Verbesserung der Verwertungsverfahren und -technologien zielt, wurde erst im April 1988 als Gemeinschaftsprogramm von den vier beteiligten Interessenverbänden verabschiedet (WUTZ, 1988).

812. Jährlich fallen in der Bundesrepublik derzeit, bei steigender Tendenz, rd. 2 Mio. Autowracks an, doppelt so viele wie vor 15 Jahren; sie enthalten nach Angaben des Umweltbundesamtes mindestens 40 000 t schadstoffhaltige Flüssigkeiten und Öle, die häufig nicht vorschriftsmäßig, d. h. entsprechend dem Merkblatt der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) von 1977, vor dem Shreddern abgelassen und entsorgt werden. Etwa 5 % der Altautos werden exportiert, etwa 10 % werden zur Verwertung von Altteilen ausgeschlachtet; bei Nutzfahrzeugen ist dieser Anteil wesentlich höher. Etwa 85 % der Autowracks werden durch Shredder und shredderähnliche Anlagen verarbeitet.

Im Gegensatz zu den beim Shreddern anfallenden Fraktionen des Stahlschrotts und der NE-Metalle wird die dritte Fraktion — der Shredderrückstand als inhomogenes Gemisch aus Kunststoffen, Gummi, Glas und anderen nichtmetallischen Werkstoffen — zur Zeit nicht verwertet, da stoffliche Verwertungstechniken noch entwickelt bzw. die vorhandenen Konzepte noch erprobt werden müssen. 1989 liefen vier Planfeststellungsverfahren zur Errichtung von Verbrennungsanlagen, die auf die Beseitigung von Shredderrückständen ausgelegt sind. Die Beseitigungskosten des Shredderrückstands auf Siedlungsabfalldeponien betrugen 1988 im Durchschnitt etwa 13,— DM pro Pkw. Für die Zukunft ist jedoch mit wesentlich höheren Kosten zu rechnen. Bei der Beseitigung als Sonderabfall steigen die Kosten um das Fünf- bis Zehnfache.

In dem einzigen Berliner Shredderbetrieb traten die in dieser Branche typischen Entsorgungsprobleme, veranlaßt durch mehrere Untersuchungen der Umweltverwaltung, seit Mai 1989 offen zu Tage. Der Shredderrückstand dieser Verwertungsanlage ist stark mit PCB kontaminiert, so daß er als Sonderabfall verbrannt werden muß, wodurch die Beseitigungskosten von ca. DM 100,— auf DM 650,— pro Tonne steigen (in der Bundesrepublik betrugen diese Kosten im Jahre 1989 durchschnittlich etwa 400,— DM). Da das Shredderunternehmen diese Kosten auf die Kunden abwälzt, erhöhte sich der Preis für ein abgeliefertes Altauto in Berlin von bisher DM 40,— auf DM 150,— mit dem Ergebnis, daß die „wilde Entsorgung" um sich greift.

Um diesem Mißbrauch abzuhelfen, empfiehlt der Rat, daß bei der Abmeldung eines Fahrzeugs ein Nachweis der ordnungsgemäßen Entsorgung verlangt wird.

813. Personenfahrzeuge bestehen zur Zeit im Mittel aus 65 bis 70 % Eisen und Stahl, 5 bis 6 % NE-Metallen und 10 bis 11 % Kunststoffen. Der Kunststoffgehalt der Nutzfahrzeuge ist um 50 bis 70 % niedriger als bei Personenkraftwagen. Der durchschnittliche Kunststoffanteil eines Pkw hat sich in der Bundesrepbulik von 2,9 % bzw. 30 kg im Jahre 1970 auf 10,2 % bzw. 103 kg im Jahre 1983 erhöht (HABERSTROH und MÜLLER, 1986). Etwa 6,5 % der jährlichen Kunststoffabfälle der Bundesrepublik von ca. 2 Mio. t entfallen auf die in Altautos enthaltenen Kunststoffe. Gegenwärtig werden die Kunststoffe im Automobilbau in folgenden Bereichen eingesetzt: 60 bis 75 % für Innenausstattung, 15 bis 25 % für Karosserie und Fahrwerk, 6 bis 10 % für Motor und Getriebe, 8 bis 9 % für Elektrik.

Das größte Substitutionspotential zugunsten der Kunststoffe liegt im Bereich der Motoren, Fahrwerke und Funktionssysteme. Ebenso ist im Bereich der Karosserieanbauteile — Spoiler, Stoßfängersysteme, Schürzen und Unterbodenverkleidungen — in Zukunft mit einem steigenden Einsatz von Kunststoffen zu rechnen. Die Höhe der künftigen Zuwachsraten wird vor allem davon abhängen, ob die heute noch im Karosseriebereich aufgrund der Qualitätsanforderungen vorhandenen Probleme der Lackierung befriedigend gelöst werden können. Die noch nicht gelösten qualitativen Fragen liegen im Alterungsverhalten, das teilweise noch nicht einschätzbar ist, und in der geringen Lastaufnahme bei den faserverstärkten Kunststoffen, zusätzlich auch in der mangelnden Oberflächengüte für die nachfolgende Lackierung und in Defiziten der stofflichen Verwertbarkeit (PAUTZ, 1987).

814. Für die Umweltpolitik ergibt sich hinsichtlich der Entsorgung von ausgedienten Kraftfahrzeugen insgesamt das Ziel, die weitere Zunahme des bei der Autoverschrottung entstehenden Shredderrückstands zu verhindern, über Zielfestlegungen nach § 14 Abs. 2 AbfG eine Reduzierung der gegenwärtigen Mengen zu erreichen sowie Weichen zur geordneten Entsorgung zu stellen. Auch sollten die Kosten verursachergerecht aufgeteilt werden, wenn sich die drei im Arbeitskreis „Kunststoffe im Automobil" vertretenen Branchen — Automobilindustrie, Kunststoffindustrie, Schrottverwertungswirtschaft — nicht selbst auf ein für alle drei Gruppen akzeptables Konzept einigen können. Das 1988 von der Eisen- und Stahlindustrie, der Schrottwirtschaft, der kunststofferzeugenden und -verarbeitenden sowie der Automobilindustrie begonnene, langfristig angelegte Forschungsprogramm zur Erarbeitung von Lösungsansätzen signalisiert, daß

ein solches, auf eine Minimierung des zur Deponierung gelangenden Auto-Shredderrückstands zielendes Konzept in Sicht ist (Auto und Recycling, 1989; vgl. Tz. 691, 816).

Es ist ein Gebot der abfallwirtschaftlichen Vernunft, daß nur sortenreine oder verwertbare Kunststoffe verarbeitet werden sollten, was aber gegenwärtig noch nicht der Fall ist. Wenn solche Kunststoffe beispielsweise gekennzeichnet und demontagefreundlich eingebaut würden, könnten sie sortenrein gewonnen und verwertet werden. Versuche zeigen, daß durch eine umfassende Teiledemontage rd. 30% des gegenwärtig anfallenden Shredderrückstands aus Altautos vermieden werden könnten.

815. Einen erheblichen Fortschritt im Sinne einer nicht nur kostendeckenden, sondern möglicherweise auch rentablen Verwertung könnte die von der Firma Lepkojus seit 1986 geplante und als Forschungsvorhaben beantragte Modellanlage zur Vermeidung und Entsorgung von Abfällen aus Altautos bringen, wenn die mit ihr verknüpften Erwartungen annähernd erfüllt werden. Ebenso kann die von zwei Automobilherstellern geplante Errichtung von Konverter-Anlagen (Demontagewerken) zu einer bedeutenden Verbesserung der Verwertungsquote von Altautos führen (Tz. 691). Bei der Modellanlage der Firma Lepkojus handelt es sich um eine Demontagestraße für Altautos, vergleichbar der Montage von Neuwagen. Das Vorhaben sieht ein integriertes Konzept aus Demontage, gezielter Zerlegung und vollständiger Erfassung von in Altautos befindlichen Sonderabfällen sowie weitgehender stofflicher Verwertung der im Rahmen der Demontage anfallenden Autoteile und Wertstoffe vor. Es ist geplant, mit Hilfe eines Vertriebssystems für die ausgebauten Aggregate, Motoren- und Karosserieteile — nach Prüfung und Reparatur — den Absatz regional bzw. bundesweit zu organisieren. Der abfallwirtschaftliche Vorteil dieses Verfahrens liegt in einer signifikanten Erhöhung der Verwertungsquoten der stofflichen Bestandteile Stahl, NE-Metalle und Kunststoffe sowie in einer deutlichen Verringerung der anfallenden Mengen der zu deponierenden Rückstände und der problematischen Sonderabfälle. Ganzheitlich betrachtet ist ein zusätzlicher Vorteil in dem wesentlich geringeren Energieverbrauch gegenüber den herkömmlichen Shredderanlagen zu sehen. Leider hat die Prüfung des Antrags auf Förderung durch Bundeszuschüsse über zweieinhalb Jahre in Anspruch genommen, so daß mit dem Vorhaben erst im Herbst 1989 begonnen werden konnte.

816. Auch auf indirektem Wege kann die Menge der Kunststoffabfälle reduziert werden: durch längere Lebensdauer der Automobile und durch verwertungsgerechte Konstruktionen mit geringerer Verwendung umweltschädlicher Stoffe. Umweltpolitisch vertretbare Techniken zur Verlängerung der Lebensdauer werden bisher nicht in dem Umfang serienmäßig angewandt, wie es seit langem möglich wäre. Hier bietet sich nicht nur der Umweltpolitik, sondern vor allem auch den Verbraucherverbänden, insbesondere den Automobilclubs, ein breites Feld zur Entwicklung zukunftsweisender Aktivitäten.

Der Einfluß des Kunststoffeinsatzes auf die Lebensdauer von Kraftfahrzeugen ist bisher nur ungenügend untersucht worden. Er dürfte vermutlich aber gering sein, da die vorliegenden Konzepte zur Entwicklung eines Langzeitautos — bis auf das Forschungsprojekt „CARMAT 2000" der Firma Peugeot — bisher nur Pkw aus rostfreiem Stahl oder aus Aluminium zur Grundlage haben (PAUTZ, 1987). Weitere Fahrzeugstudien, z. B. „Vector" von GE Plastics, zielten mit verstärktem Kunststoffeinsatz auf eine Kostensenkung, nicht aber auf eine Verlängerung der Haltbarkeit. Die serienmäßige Einführung von Langzeitautos, gleichgültig ob aus rostfreiem Stahl oder aus Aluminium, würde auch bedeuten, daß der jährliche, aus der Autoverwertung anfallende Shredderrückstand — absolut gerechnet — phasenverschoben zurückginge und sich ceteris paribus auf einem niedrigeren Niveau stabilisierte. Verwertungsgerechte Konstruktionsprinzipien, beispielsweise orientiert an der VDI-Richtlinie 2243 (Entwurf), können in der Automobilindustrie auf vielfache Weise angewandt werden (vgl. VDA-Empfehlung 260 in Tz. 691). Solche Prinzipien berücksichtigen unter anderem die Demontage- und Remontageeignung der einzelnen Bestandteile und treffen die Auswahl der Werkstoffe mit Blick auf Verwertungsverträglichkeit und Korrosionsminimierung (Abschn. 4.4.2 und Anhang; vgl. auch KÄUFER, 1990; WUTZ, 1989).

817. Abfallwirtschaftliche Überlegungen im Automobilbau könnten — neben einer Festlegung von Verminderungs- und Verwertungszielen nach § 14 Abs. 2 AbfG — auch dadurch angeregt werden, daß in Anwendung des Verursacherprinzips den Automobilherstellern die Beseitigungskosten von Shredderrückständen in Form einer „Entsorgungsabgabe" angelastet würden. Eine solche Entsorgungsabgabe wird vom Bundesverband der Schrott- und Recyclingwirtschaft seit längerem vorgeschlagen. Damit würden die Beseitigungskosten zu einem Bestandteil des Produktpreises. Sie sollten sich an der „Entsorgungsfreundlichkeit" orientieren, z. B. also um so höher sein, je höher der Anteil an umweltbelastenden Kunststoffen eines Kraftfahrzeuges ist, bzw. um so niedriger, je leichter sich die einzelnen Werkstoffe voneinander trennen und verwerten lassen (Abschn. 4.6.3.1.3.2). Das Verursacherprinzip würde damit sowohl zur Kostenzurechnung wie auch als ökonomisches Steuerungsprinzip benutzt.

Der Rat empfiehlt, für den Fall, daß die von ihm vorgeschlagenen Maßnahmen und unterstützten Entwicklungstendenzen nicht zum Erfolg führen, zu prüfen, ob nicht auch eine Rücknahmepflicht der Hersteller als zusätzliches Instrument eingesetzt werden sollte.

4.5.2.7 Altöl

818. Altölanfall und -verbleib werden in Abschnitt 3.2.6 behandelt. Im Unterschied zur Systematik der übrigen Beispiele in Kapitel 4.5 wird in diesem Abschnitt nach den zwei Schritten Vermeidung und Verwertung vorgegangen. Die einzelnen Bereiche, in denen Altöl anfällt, z. B. Kraftfahrzeuge gegenüber sta-

tionären Anlagen, erscheinen jeweils als Unterfälle dieser zwei Schritte.

4.5.2.7.1 Vermeidung von Altöl

4.5.2.7.1.1 Ölfreie Systeme

819. Einen Beitrag zur Vermeidung von Altöl liefern Lager, Führungen und Dichtungen, die ohne den Schmierstoff Öl betrieben werden. Derartige tribologische Systeme (s. auch DIN 50320 und DIN 50323) werden bisher nur in Geräten und Maschinen eingesetzt, die aufgrund ihrer Beanspruchung hinsichtlich Belastung und Geschwindigkeit einen ölfreien Betrieb ermöglichen oder aufgrund der Umgebungsbedingungen eine solche Betriebsweise fordern.

Auf diesem Gebiet sollte durch Optimierung der selbstschmierenden Werkstoffpaarungen und der konstruktiven Parameter die Zahl der Anwendungen ölfreier Tribosysteme ständig vergrößert werden. Hierbei ist auch der Einsatz von Magnetlagern einzubeziehen (SCHWEITZER, 1989).

820. In den letzten Jahren wurden insbesondere auf dem Gebiet der Oberflächenbeschichtungen (HABIG, 1986) und der Trockenschmierung (WUNSCH, 1986) große Fortschritte erzielt. Da sich tribologische Beanspruchungen primär auf die Oberfläche der Werkstoffe auswirken, eröffnen die neu entwickelten Oberflächentechniken in Verbindung mit angepaßten konstruktiven Formen und Bewegungsabläufen weitere Möglichkeiten für ölfreie tribologische Systeme. Um diese Möglichkeiten auch auszuschöpfen, ist es erforderlich, die Oberflächentechnologie zum Verschleißschutz im Hinblick auf die praxis- und funktionsgerechte Anwendungsoptimierung weiterzuentwickeln (CZICHOS, 1986). Die Trockenschmierung, z. B. mit anorganischen oder organischen Festschmierstoffen, hat in den letzten Jahren neue Anwendungen eröffnet.

Das zweifellos vorhandene große Entwicklungspotential für den Einsatz ölfreier Systeme hat sich noch nicht in einem entsprechenden Beitrag zur Altölvermeidung niedergeschlagen. Derzeit muß davon ausgegangen werden, daß nur die speziellen Betriebs oder Umgebungsbedingungen den Einsatz ölfreier Systeme bestimmen. Um die Ölschmierung langfristig dort, wo es technisch möglich ist, einzuschränken, bedarf es der Aufklärung, der KostenNutzen-Optimierung und weiterer Forschungsarbeiten. In dem mengenrelevanten Bereich der Schmierung von Kfz-Motoren und -Getrieben kann auf die Ölschmierung nicht verzichtet werden.

4.5.2.7.1.2 Umweltverträglichere Schmierstoffe und Hydraulikflüssigkeiten auf anderer als Mineralölbasis

821. In der letzten Zeit sind Schmierstoffe und Hydraulikflüssigkeiten auf der Basis biologisch leicht und schnell abbaubarer Stoffe entwickelt worden, die aus ökologischen Gründen dort eingesetzt werden sollten, wo eine Verschmutzung von Luft, Wasser und Böden durch Schmierstoffe und Hydraulikflüssigkeiten auf Mineralölbasis nicht ausgeschlossen werden kann, z. B. in Maschinen und Geräten der Forst-, Holz- und Wasserwirtschaft. Sie sollten auch dort eingesetzt werden, wo das Schmiersystem eine Sammlung und Entsorgung der Altöle nicht ermöglicht (Verlustschmierung) und hierdurch Umweltmedien verunreinigt werden. Zur Zeit werden drei verschiedene Typen dieser Produkte als Schmieröle, Schmierfette und Hydrauliköle angeboten:

- Produkte auf Pflanzenölbasis, z. B. Rapsöl
- synthetische Produkte auf Polyglykolbasis, z. B. Polyethylenglykol
- synthetische Produkte auf der Basis von Estern nativer Fettsäuren.

Obwohl durch ihren Einsatz der Anfall von Altöl auf Mineralölbasis vermieden wird, sind die oben genannten Produkte getrennt von Mineralölprodukten als Sonderabfall zu entsorgen. Inwieweit eine Aufbereitung möglich ist, kann derzeit noch nicht abschließend beurteilt werden. Bevor solche Produkte in großem Umfang eingesetzt werden, sollte geprüft werden, ob durch sie nicht eine Problemverlagerung in andere Umweltmedien stattfindet.

4.5.2.7.1.3 Minimierung des Anfalls von Altöl in stationären Anlagen

822. Eine konsequente Anwendung der Schmierstoffnormung und die Einführung einer tribotechnischen Inspektion und Wartung führt zu einer Reduzierung des Schmierölverbrauchs und damit zu einem geringeren Anfall an Altöl. So berichtet VAN LAAK (1984) für einen chemischen Betrieb, daß trotz eines realen Anlagenzugangs von 11% der Schmierstoffverbrauch im Laufe von 5 Jahren um 17% verringert werden konnte. GÜLKER (1983) nennt Einsparungen von 25% bei intensiver Verbrauchskontrolle und weist darauf hin, daß durch die Reduzierung der Schmierstoffsorten die Möglichkeiten der innerbetrieblichen Altölaufbereitung verbessert werden. MÖLLER (1988) stellt fest, daß neben der Ölpflege die richtige Auswahl des Öles, die Anpassung der Betriebsbedingungen und die Optimierung der Reibstellen zur Verlängerung der Ölwechselintervalle beitragen.

Für stationäre Maschinen, z. B. Hydrauliken, werden von Herstellern der Maschinen Ölwechselfristen angegeben, die sich in der Regel auf Betriebsstunden als Durchschnittswerte unter normalen Betriebsbedingungen beziehen. Werden diese Fristen erreicht, dann sollte vor einem Wechsel der Ölzustand analysiert und geprüft werden, ob nicht Maßnahmen zur Wiederherstellung des Gebrauchswertes des Öles durchgeführt werden können. Der immer wieder anzutreffende Hinweis, auf jeden Fall in jährlichen Abständen die Ölfüllung zu wechseln, sollte nur für Ölvolumina befolgt werden, bei denen die Ölzustandsuntersuchung im Laboratorium in keinem angemessenen Verhältnis zu den Kosten für das Neuöl und für die Entsorgung stehen. In kleineren Aggregaten sollte

die Lebensdauerschmierung mehr und mehr Verwendung finden.

Durch eine systematische Pflege, die einen investiven und personellen Aufwand erfordert, läßt sich die Standzeit von Kühlschmierstoffen verlängern. Reinigungseinrichtungen im Kühlschmierstoffkreislauf sind als Funktionselemete notwendig. Diese Reinigung übt gleichzeitig einen günstigen Einfluß auf die Lebensdauer aus (MANG, 1983). Hohe Entsorgungskosten und Anforderungen an die Abwasserqualität, unter anderem durch die Indirekteinleiter-Verordnungen der Länder, haben dazu beigetragen, daß die Anwender von Kühlschmierstoffen alle Möglichkeiten ausnutzen, einerseits die Standzeit nicht nur von nichtwassermischbaren, sondern auch von wassergemischten Kühlschmierstoffen erheblich zu verlängern (HÖRNER, 1987) und andererseits die gebrauchten Kühlschmierstoffe zu verwerten.

Die Idealvorstellung mit dem Endziel der „unendlichen Standzeit" eines Kühlschmierstoffes in der Anwendung wird nicht zu erreichen sein; dennoch rechnet MÜLLER (1989) damit, daß der Minderverbrauch an wassergemischten Kühlschmierstoffen bis zum Jahr 2000 für die Bundesrepublik Deutschland 15 bis 25% betragen kann.

823. Bei zahlreichen Anwendungen im Bereich der stationären Anlagen werden Öle nur verunreinigt, ohne in ihrer Wirkung erschöpft zu sein. Hier kann durch eine mechanische oder adsorptive Rekonditionierung das Öl gereinigt und der Anfall von Altöl für die Entsorgung vermindert werden. Bei den mechanischen Verfahren werden ungelöste Stoffe durch Sedimentation, Zentrifugieren oder Filtration abgetrennt. Die adsorptive Reinigung mit natürlichen bzw. aktivierten Bleicherden oder Aktivkohle entfernt nicht nur feste Fremdstoffe, sondern auch Ölalterungsstoffe. Gegebenenfalls müssen bei Ölen, die Additive enthalten, entsprechende Wirkstoffe dem Öl vor der weiteren Verwendung zugesetzt werden (KLAMANN, 1982).

4.5.2.7.1.4 Minimierung des Schmierstoffbedarfs von Kraftfahrzeugen

824. Mit der Optimierung der Getriebewirkungsgrade sind die Ölfüllmengen von Kfz-Getrieben kleiner geworden. Der jährliche Bedarf an Kfz-Getriebeölen liegt bei ca. 15 000 t, d. h. etwa 0,45 kg/Fahrzeug (GOMMEL, 1989). Getriebe in Personenkraftwagen haben heute in der Regel eine Lebensdauerfüllung; für sie werden nur noch Nachfüllmengen benötigt. Inwieweit bei einzelnen Getriebetypen ein Ölwechsel nach Beendigung des Einfahrvorganges noch eingespart werden kann, sollte überprüft werden. Nutzfahrzeuggetriebe haben im Vergleich zu früher wesentlich längere Ölwechselintervalle. Eine Lebensdauerfüllung ist hier noch nicht üblich; einen Weg weisen die synthetischen Getriebeöle (GOMMEL, 1989).

825. Bei einem jährlichen Bedarf an Kfz-Motorölen in der Größenordnung von 400 000 t (1988: 375 449 t, vgl. MÜLLER, 1989) ist die Frage einer Minimierung des Bedarfs und damit einer Reduzierung der anfallenden Altölmengen von erheblicher Bedeutung. Schon seit den 50er Jahren bemühen sich die Hersteller von Kraftfahrzeugen, die Mineralölindustrie und die Hersteller von Additiven gemeinsam, den Bedarf zu minimieren. Ein Weg zur Verringerung des Altölanfalles besteht in der Verlängerung der Ölwechselfristen, wobei ökologische und ökonomische Gesichtspunkte einander ergänzen (MÖLLER, 1988). Vergleicht man z. B. einen Mittelklasse-PKW aus dem Jahr 1949 mit einem solchen des Baujahres 1989, so reduzierte sich der Ölbedarf während der ersten 15 500 km von 57,5 l Gesamt-Einfüllmenge auf 7,5 l, und der Ölwechselintervall stieg von 1 500 auf 15 000 km (GROSSMANN et al., 1989; von EBERAN-EBERHORST, 1989). Auch für Nutzfahrzeug-Dieselmotoren konnten die Ölwechselabstände in den letzten Jahren erheblich verlängert werden. Je nach Motorenbauart, Betriebsbedingungen, Ölqualität und Schwefelgehalt im Dieselkraftstoff ergeben sich Ölwechselabstände zwischen 5 000 km und 30 000 km (GAIRING, 1983; NASCH 1985).

826. Der Rat befürwortet, alle technischen Möglichkeiten zu nutzen, die Ölwechselintervalle für Verbrennungsmotoren auszuweiten. Bei der Weiterentwicklung der Motorenöle für Ottomotoren zeichnen sich Möglichkeiten ab, die derzeitige 15 000 km-Marke für den Ölwechsel zu überschreiten. Feldversuche, über die BRICE und MÜLLER (1989) berichten, lassen erkennen, daß entsprechend optimierte Motorenöle ein gutes Dispergiervermögen auch noch im Bereich von 20 000 bis 25 000 km Laufstrecke aufweisen. Diese Ergebnisse müssen noch auf breiterer Basis abgesichert werden. Mit einer längeren Gebrauchsdauer erhöhen sich in den Ottomotorenölen die Gehalte an polycyclischen Aromaten (GRIMMER et al., 1982; MANG, 1989). Bei einer stofflichen Aufbereitung der Altöle ist sorgfältig zu untersuchen, ob sich hierdurch Schwierigkeiten für die Regenerate (Zweitraffinate) ergeben.

Ob bei den Dieselmotorenölen für Nutzfahrzeuge generell mit einer Verlängerung der Ölwechselfrist bis auf eine Laufstrecke von 100 000 km zu rechnen ist, kann derzeit noch nicht beurteilt werden. Es gibt jedoch Hinweise, daß die neuen Schmierölqualitäten eine Verlängerung über 30 000 km ermöglichen (FUHRMANN, 1984). KRAUSE et al. (1985) berichten über Untersuchungen an Linienomnibus-Motoren zur Ermittlung der Einflüsse der Motorenöl-Feinstfiltration. Nach den dargelegten Ergebnissen kann die Motorenöl-Feinstfilterung den jeweiligen qualitativen Ölzustand so beeinflussen, daß verlängerte Ölwechselintervalle für Dieselmotoren möglich werden. Das Problem der Motorenöl-Feinstfilterung durch Nebenstromfilter wird seit längerem in der Fachpresse kontrovers diskutiert. Der Rat regt an, daß sich Motoren-, Schmierstoff- und Filterhersteller mit diesem Problem erneut gemeinsam beschäftigen, um die Vor- und Nachteile der Feinstfilterung in Nutzfahrzeug-Dieselmotoren unter technischen und ökologischen Gesichtpunkten darzustellen.

Allgemein können in Personen- und Nutzfahrzeugen durch Diagnosesysteme, die den Zustand der Ölfüllung und des Motors einbeziehen, Ölwechselabstände optimiert werden. Hierfür werden von einigen Motorenherstellern und von Schmierstofflieferanten

Kriterien angegeben. Die herrschende Uneinigkeit über Art und Umfang der Kriterien sollte baldmöglichst durch eine Normung überwunden werden. Dadurch ließe sich der Kreis der Anwender von Diagnosesystemen vergrößern. Die Entwicklung und Praxiserprobung von On-line-Meßsystemen mit entsprechenden Sensoren zur Charakterisierung von Motorenölen im Fahrzeug sollte ebenfalls vorangetrieben werden (HELLWING et al., 1988).

4.5.2.7.2 Möglichkeiten der Verwertung

827. Zur Verwertung der für eine Rekonditionierung mit innerbetrieblichen Maßnahmen nicht mehr geeigneten Altöle sind grundsätzlich zwei Wege möglich: die stoffliche Verwertung (Aufbereitung) und die Verbrennung/Pyrolyse. Nach dem Abfallgesetz ist keiner der beiden Wege zu bevorzugen.

Ziel der Aufbereitung ist die stoffliche Verwertung der Altöle, wobei aus ihnen durch verschiedene physikalische und chemische Behandlungsverfahren sogenannte Zweitraffinate oder Regenerate hergestellt werden können. Tabelle 4.5.2 zeigt, daß sich unter günstigen Voraussetzungen aus 10 t Erstraffinat (Schmieröl) bei einem Schmier-/Verbrauchsverlust von 30 % durch einen mehrfachen Aufbereitungszyklus praktisch die doppelte Schmierleistung erzielen läßt. Dafür hätten sonst weitere 10 t Erstraffinat eingesetzt werden müssen. Allerdings steht bei einem solchen Mehrfachzyklus letztlich für die Alternative „Verbrennung" nur eine Heizölmenge von höchstens 2,8 t der ursprünglichen Altölmenge von 7 t gegenüber. Der Vorteil der Aufbereitung wird darin gesehen, daß wertvolle, für die Schmierölproduktion besonders geeignete Rohölvorräte geschont werden. Dabei ist jedoch zu bedenken, daß das jährliche Altölaufkommen in der Bundesrepublik mit rd. 500 000 t nur etwa 0,7 % des Rohöleinsatzes von ca. 70 Mio. t/a entspricht und von diesem Anteil derzeit weniger als 10 % als Zweitraffinat aufbereitet werden (Tz. 828).

Die thermische Nutzung erfolgt vor allem durch Verbrennung zur Wärmeerzeugung unter Nutzung des Energieinhalts von bis zu 40 MJ/kg Altöl; sie kann aber auch durch die Pyrolyse (Abschn. 5.3.4.2.3) erfolgen. Als Brennstoff kann Altöl sowohl in Feuerungsanlagen (einschließlich Abfallverbrennung) als auch in Produktionsanlagen (z. B. Zementdrehrohröfen) eingesetzt werden.

4.5.2.7.2.1 Derzeitige Situation der Altölverwertung

828. Die Aufteilung des Altölaufkommens in der Bundesrepublik Deutschland auf die einzelnen Verwendungsbereiche im Jahre 1986 ist in Abbildung 4.5.1 dargestellt. Bei einem Verbrauch an Schmierstoffen, der sich im Mittel der letzten Jahre bei etwa 1 Mio. t/a eingependelt hat (BSM, 1988b), liegt das jährliche Altölaufkommen, bezogen auf den Ölanteil ohne Fremdstoffe, knapp über 500 000 t. Bemerkenswert ist die Tatsache, daß zwar 281 000 t Altöl (ca. 56 % des bundesweiten Aufkommens) in Altölraffinerien verarbeitet, davon aber lediglich 45 000 t (8,2 %) zur Herstellung von Zweitraffinaten verwendet wurden. Im Jahre 1987 ging die Produktionsmenge der

Tabelle 4.5.2

Einsparung von Erstraffinat (Schmieröl) durch Raffination von Altöl

Aufbereitungs-zyklus	Schmieröl-/Grundöl-Einsatz		Schmier-/Verbrauchs-Verluste	Altölanfall	Altölaufbereitung		
					Produkte		Abfall/Verluste
	Erstraffinat (t)	Zweitraffinat (t)	(t)	(t)	Grundöl (t)	Heizöl (t)	(t)
1	2	3	4	5	6	7	8
0	10	—	3	7 →	—	—	—
1	—	—	—		5,0	1,4	0,6
2	—	5	1,5	3,5	2,5	0,7	0,3
3	—	2,5	0,75	1,75	1,25	0,35	0,15
4	—	1,25	0,37	0,88	0,63	0,18	0,07
5	—	0,63	0,19	0,44	0,31	0,09	0,04
6	—	0,31	.	.	.	.	.
.		.	.	.	.	.	.
.		.	.	.	.	.	.
.		.	.	.	.	.	.
	10	geht gegen 10	geht gegen 6	—	—	geht gegen 2,8	geht gegen 1,2

(Spalten 4, 7 und 8 zusammen:) 10 t

Quelle: BSM, 1988a, verändert

Zweitraffination auf 13 000 t zurück, 1988 lag sie bei 55 000 t (BT-Drucksache 11/3971). Es ist davon auszugehen, daß die in Altölraffinerien aufbereiteten Altöle darüber hinaus im wesentlichen für energetische Zwecke, z. B. als schweres Heizöl oder als Dieselöl, abgesetzt wurden.

829. Daß der Verwertung von Altöl zu Zweitraffinaten nur noch marginale Bedeutung zukommt, ist auf zwei Hauptursachen zurückzuführen. Als entscheidende Ursache sind die Kostennachteile der Zweitraffinate gegenüber den Erstraffinaten aus Rohöl zu nennen, die durch den niedrigen Stand der Rohölpreise und den niedrigen Dollarkurs hervorgerufen werden. Diese Nachteile sind seit dem 1. Januar 1990 noch größer geworden, weil die bis dahin aus dem Rückstellungsfonds des Bundesamtes für gewerbliche Wirtschaft gewährten Kostenzuschüsse für die Altölbeseitigung ausgelaufen sind.

Die andere Ursache ist die unter Umweltaspekten bedenkliche Belastung des Altöls und der daraus gewonnenen Produkte durch polychlorierte Biphenyle (PCB) und andere persistente Chlorverbindungen, die durch die bislang in der Bundesrepublik Deutschland üblichen Raffinationsverfahren nicht oder nur teilweise eliminiert werden können.

830. Die Altölverordnung (AltölV) bestimmt — je nach Ausgangsprodukt, Anfallstelle und Gehalt an PCB und Gesamthalogen —, welche Verwertungs- bzw. Entsorgungstechniken für die anfallenden Altöle eingesetzt werden dürfen. Sie unterscheidet Altöle, die

— für eine Aufbereitung in Betracht kommen,

— einer energetischen Nutzung in hierfür genehmigten Anlagen gemäß § 4 BImSchG zugeführt werden können,

— in Sonderabfall-Verbrennungsanlagen zu beseitigen sind.

Neben qualitativen Anforderungen werden lediglich die Grenzwerte von 20 mg PCB und 0,2 g Gesamthalogen je kg Altöl herangezogen, um über das zuläs-

Abbildung 4.5.1

Altölverwendung 1986

Altölaufkommen in der Bundesrepublik 551 000 t
in der Wirtschaft direkt verwendet 228 000 t
verbrannt als Sonderabfall 16 000 t
Verbleib unbekannt 26 000 t
in Altölraffinerien verarbeitet 281 000 t
Verarbeitungsverluste, Abfall 47 000 t
zu Zweitraffinaten (Grundöl) verarbeitet 45 000 t
zu Destillaten verarbeitet 189 000 t
Fluxöl-komponenten 65 000 t
Verbrennung (z.B. Stahlindustrie) 124 000 t

Quelle: SRU, 1989, nach HAMANN, 1988, BSM, 1988b

sige Behandlungsverfahren zu entscheiden. Andere Schadstoffe sind in der Altölverordnung nicht genannt.

Der zulässige Wert von 20 mg PCB/kg (= 20 ppm) für Altöle, die einer Aufbereitung zugeführt werden sollen, ist an dem gegenwärtigen in der Bundesrepublik Deutschland vorwiegend praktizierten Raffinationsverfahren, dem Schwefelsäure-Bleicherde-Kontaktverfahren, ausgerichtet (Bericht der Bundesregierung, 1987). Dabei findet je nach Destillationsstufe und Kolonnenprodukt eine Anreicherung oder Abreicherung von PCB statt. Bei einem Eingangswert für den PCB-Gehalt im Altöl von 20 ppm werden PCB-Anreicherungen im Gasöl und Spindelöl auf 30 bzw. 40 ppm und eine PCB-Abreicherung im Motorenöl auf 3 ppm angegeben. Diese Werte liegen unterhalb des EG-Grenzwertes für PCB, der sowohl für Altöle als auch für Aufbereitungsprodukte 50 ppm zuläßt.

Bundesweite Untersuchungen des PCB-Gehaltes im Altöl unter Mitwirkung des Umweltbundesamtes haben ergeben, daß dieser bei 75 bis 80 % der analysierten Proben unter 20 ppm lag (UBA, 1986). Bei sinkender Tendenz der PCB-Gehalte im Altöl ist davon auszugehen, daß inzwischen ein weit höherer Prozentsatz der anfallenden Altöle diesen Wert unterschreitet und dementsprechend einem Aufbereitungsverfahren unterzogen werden könnte.

WENTRUP (1988) schließt aus Altöluntersuchungen im Zeitraum Herbst 1987 bis Februar 1988, bei denen 88 % der untersuchten Proben unter 10 ppm lagen, daß sich die Eingangsqualität aufbereitungsfähiger Altöle wesentlich verbessert hat. Im Rückgang der Eingangsmengen dieser Altöle für die Aufbereitung um etwa 40 % sieht er Hinweise auf eine verstärkte Verbrennung von Altölen.

4.5.2.7.2.2 Vergleich der Verwertungsverfahren

831. Unter den genannten Voraussetzungen läßt die Altölverordnung die Auswahl der umweltschonenden Verwertungstechnik offen. Praktisch legt sie aber den PCB- und den Gesamthalogen-Gehalt im Altöl als einziges Entscheidungskriterium zugrunde, was dazu führt, daß für den weitaus größten Teil des Altöls sowohl die Verbrennung als auch die stoffliche Verwertung zulässig ist.

Bei der stofflichen Verwertung muß mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, daß die derzeit in der Bundesrepublik üblichen Raffinationsverfahren zu spezifisch höheren Umweltbelastungen führen als die kontrollierte Verbrennung in bestimmten Hochtemperaturanlagen unter Einhaltung strenger Auflagen (UBA, 1986b). Das zur Altölaufbereitung überwiegend eingesetzte Schwefelsäure-Bleicherde-Kontaktverfahren ist auch in seiner prozeßtechnisch weiterentwickelten Form als Heißkontaktraffination mit erheblichen Umweltbelastungen verbunden (KLAMANN, 1982; MÜLLER, 1983). So müssen Säureharze und gebrauchte Bleicherden mit relativ hohem Aufwand behandelt werden. Die ölhaltige Bleicherde wird in der Zementindustrie eingesetzt; aus dem Säureharz wird durch Verbrennen und Oxidation Schwefelsäure hergestellt (MÖLLER, 1989).

832. Fortschrittliche Verfahren der Aufbereitung von Altöl befinden sich in der Bundesrepublik noch am Beginn ihres betrieblichen Einsatzes. Bei diesen Verfahren werden chlorierte Verbindungen sehr weitgehend in bedeutend weniger umweltschädliche Stoffe umgewandelt, so daß auch bei höheren PCB-Eingangswerten in den Produkten nur noch für den Anwendungsbereich vernachlässigbar kleine PCB-Gehalte festzustellen sind.

Als aussichtsreichste bisher näher untersuchte Verfahren (UBA, 1986b), bei denen bei der Altölaufbereitung halogenorganische Verbindungen zerstört werden, gelten

- die katalytische Behandlung des Altöls mit Wasserstoff (Hydrierung) mit Abtrennung der Halogene als Halogenwasserstoffe und
- die Behandlung des Altöls mit Natrium, wobei die Halogene als Natriumsalze abgeschieden werden.

Das im Technikumsmaßstab erprobte Natriumverfahren soll auch für Altöle mit größeren PCB-Kontaminationen anwendbar sein und Grenzwerte von maximal 10 ppm PCB im Reraffinat sicher einhalten. Die verbleibenden Rückstände werden pyrolysiert und Pyrolyseprodukte liefern die für das Verfahren notwendige Energie. Als Reststoffe fallen nur geringe Mengen anorganischer Salze an (KILGER et al., 1989).

Die katalytische Hydrierung ist die wesentliche Verfahrensstufe des Relube-Verfahrens (SCHAAF, 1988; SCHAAF und BLOMEN, 1986). Auf dieses bereits großtechnisch erprobte Verfahren soll eine bestehende Altölraffinerie in Dollbergen umgerüstet werden. In der Hydrierstufe werden Verbindungen, die Chlor, Stickstoff, Sauerstoff und Schwefel enthalten, zu entsprechenden anorganischen Verbindungen, unter anderem Chlorwasserstoff, Ammoniak, Wasser und Schwefelwasserstoff, umgesetzt, die dann aus dem Produktstrom ausgewaschen werden. Für PCB- und PCDD-haltige Altöle bzw. Sickeröle wurde dieses Verfahren weiterentwickelt („Chlor-off"-Verfahren; FISCHER, 1989).

Die Vorteile der katalytischen Hydrierung liegen in der weitgehenden Entfernung von Halogenverbindungen und den geringen Rückständen. So garantiert der Anlagenhersteller für die Aufbereitungsanlage in Dollbergen einen maximalen PCB-Gehalt von 1 ppm im katalytisch behandelten Gasöl und Schmieröl, wenn im eingesetzten Gasöl und Schmieröl nicht mehr als 200 bzw. 80 ppm PCB enthalten sind (UBA, 1986b). Die hochviskosen, bituminösen Rückstände können zum Beispiel für Dachabdichtungen verwendet werden. Das anfallende Abwasser erfüllt die Anforderungen, die üblicherweise an Einleitungen von Indirekt-Einleitern gestellt werden (SCHAAF, 1988).

833. Eine interessante Alternative zu den speziellen Aufbereitungsverfahren für Altöle bietet der Alteinsatz in Hochdruck-Hydrieranlagen. Dabei werden neben den organischen Chlorverbindungen auch die in gebrauchten Ölen vorhandenen polycyclischen aro-

matischen Kohlenwasserstoffe umgewandelt. Die Hydrierungsprodukte können mit üblichen raffinerietechnischen Verfahren zu Chemierohstoffen bzw. Heizgasen, Heizölen und Benzinen aufbereitet werden (KORFF und KEIM, 1989; LÖFFLER, 1989). Dieses Verfahren wird zur Verwertung verschiedener synthetisch-organischer Abfälle, wie Öle, Kunststoffe, Teppichreste usw., erprobt; 1990 soll eine Technikumanlage von 10 kg/h kontinuierlicher Leistung in Betrieb gehen (Tz. 1281 f.).

834. Während bei der stofflichen Altölverwertung nur ein geringer Anteil thermisch genutzt werden kann, erlaubt die Verbrennung eine volle energetische Nutzung. Die Verbrennung in dafür geeigneten und zugelassenen Hochtemperaturprozeßanlagen, z. B. in Drehrohröfen der Zementindustrie sowie in Sonderabfallverbrennungsanlagen gewährleistet, daß bei entsprechender Auslegung der Verbrennungseinrichtungen und bei einem Einsatz geeigneter Abgasreinigungsverfahren Schadstoffe weitgehend genug zerstört bzw. abgeschieden werden (Abschn. 5.4.6).

835. Wenn Altöle aufgrund ihrer Zusammensetzung, insbesondere der Natur von Beimengungen, für die rektifikative oder extraktive Aufbereitung nicht geeignet sind, kommt die Pyrolyse als Verfahren einer zumindest partiellen Verwertung in Frage. Ähnlich wie bei der pyrolytischen Verarbeitung von Rohöl entstehen als Ergebnis der pyrolytischen Verarbeitung von Altöl petrochemische Rohstoffe in Form relativ wasserstoffreicher Gase (Wasserstoff, Methan, Ethan, Ethylen usw.) neben aromatenreichen Flüssigkeiten (Pyrolysebenzinen), Teer und Koksrückstand. Diese Rohstoffe sind im Prinzip marktgängig und lassen sich in die Stoffströme der Raffinerien einschleusen. Unter Umständen kann ihre separate Behandlung vorteilhafter sein. Der Koksrückstand muß bei höheren Aschegehalten durch nachfolgende Verbrennung beseitigt werden.

Voraussetzung ist allerdings, daß die Altöle vor der pyrolytischen Behandlung von bestimmten chlororganischen Verbindungen befreit werden, die gelegentlich in Altölen vorkommen und die sowohl bei der Pyrolyse (Tz. 1279) als auch bei der normalen Verbrennung wegen der Bildung schädlicher Produkte Anlaß zu Bedenken geben können, weil sie nicht vollständig zerstört werden. Durch Behandlung mit flüssigem Natrium können diese Beimengungen entfernt werden (KILGER et al., 1989; Tz. 832). Die dabei anfallenden salzhaltigen Öl/Teer-Rückstände sind ihrerseits pyrolysefähig. Unter Pyrolysebedingungen ist eine Neubildung von polychlorierten Dioxinen aus anorganisch gebundenem Chlor nicht beobachtet worden. Durch Eingabe von Natriumdampf in die den Pyrolysereaktor verlassenden Pyrolysegase konnten etwa vorhandene Restchlorgehalte von bis zu 100 ppm auf unter 1 ppm gesenkt werden. Für die Pyrolyse von Altölen wurden in Wirbelschichtreaktoren Temperaturen von 600 bis 800° C und Verweilzeiten von 0,3 bis 2 Sekunden als zweckmäßig ermittelt.

4.5.2.7.2.3 Schlußfolgerungen für die Altölverwertung

836. Die Gegenüberstellung der Verfahren für eine stoffliche Verwertung und eine Verbrennung des Altöls macht deutlich, daß fortschrittliche Aufbereitungstechniken in Verbindung mit der Verbrennung für nicht aufbereitbare Altöle und der Pyrolyse ein großes Potential vorhandener Verfahren für eine umweltverträgliche Altölverwertung bieten. Unter rein wirtschaftlichen Gesichtspunkten besteht jedoch wenig Anreiz für die Einführung fortschrittlicher Verfahren, weil bei hohen Investitions- und Betriebskosten und gleichzeitig niedrigen Rohölpreisen eine Verbrennung für den Altölbesitzer vorteilhafter ist. Daher ist eine durchgreifende Umstellung der Aufbereitung auf neue Verfahren bei der momentanen Marktsituation für Altöl nicht zu erwarten, solange sich die Konkurrenzfähigkeit nicht verbessert. In absehbarer Zeit sind gewisse Chancen nur für solche Verfahren gegeben, die in der Lage sind, stark kontaminierte Altöle (Sonderabfall) umweltschonend zu verarbeiten, deren Beseitigung auf Kapazitätsprobleme stößt.

Gegen eine Verbrennung des Altöls kann unter Gesichtspunkten des Umweltschutzes wenig eingewendet werden, solange die herkömmlichen Aufbereitungsverfahren eingesetzt werden, deren Zulässigkeit sich praktisch ausschließlich an den Grenzwerten der Altölverordnung für den Gehalt an PCB und Gesamthalogen im aufzuarbeitenden Einsatzstoff orientiert.

Nach Einschätzung des Rates sollten jedoch bei der Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Entsorgungsverfahren auch deren Möglichkeiten berücksichtigt werden, andere Schadstoffe aus dem Altöl zu entfernen und zu beseitigen. Weiterhin sind die Umweltbelastungen zu berücksichtigen, die bei der Anwendung der einzelnen Verfahren durch Emissionen oder Verarbeitungsrückstände hervorgerufen werden.

837. Die Altölverordnung geht von der prinzipiellen Gleichrangigkeit der stofflichen Verwertung und der Verbrennung von Altöl aus und weicht damit von der EG-Altöl-Richtlinie ab, die der stofflichen Verwertung den Vorrang gibt, ohne daß allerdings eine vergleichende Prüfung beider Behandlungsverfahren die stoffliche Verwertung als weniger umweltbelastend ausgewiesen hätte. Die Auswahl der Verfahren muß sich aber an deren Umweltverträglichkeit orientieren: Für den Vergleich zwischen einzelnen Verfahren muß maßgeblich sein, welches Verfahren insgesamt und medienübergreifend die Umwelt am wenigsten beeinträchtigt.

Die Gegenüberstellung in den Textziffern 831 bis 835 läßt erkennen, daß nur unter Einschluß vielfältiger Randbedingungen eine vergleichende Bewertung durchführbar ist. Allerdings sollte ein einheitliches Bewertungsverfahren für die Umweltverträglichkeitsprüfung zur Verfügung stehen, wobei auch der unmittelbare Stoff- und Energieverbrauch beim Einsatz der zu vergleichenden Techniken sowie der gegebenenfalls dadurch an anderer Stelle entstehende Mehr- oder Minderverbrauch zu berücksichtigen sind.

Der Rat empfiehlt, im Rahmen eines Forschungsvorhabens die Umweltverträglichkeit der Verfahren der

stofflichen Verwertung und der Verbrennung von Altöl unter Berücksichtigung des Stoff und Energieverbrauchs auf der Grundlage eines einheitlichen Bewertungsverfahrens vergleichend untersuchen zu lassen.

4.5.2.8 Verpackungen

4.5.2.8.1 Verpackungsmengen und Packstoffe

838. In der Bundesrepublik werden jährlich über 11 Mio. t Verpackungsmaterialien mit einem Produktionswert von über 30 Mrd. DM hergestellt (BRAHMS et al., 1989). Der Wert des Packmittelverbrauchs betrug 1986 unter Berücksichtigung der Ein- und Ausfuhren etwa 32,7 Mrd. DM (nach Berechnungen des Ifo-Instituts; GREFERMANN, 1988). Am Gesamtverbrauch von Verpackungen haben nach Gewicht Papier, Karton und Pappe einen Anteil von ca. 38 %, Glas von ca. 25 % und Kunststoffe von ca. 12 %; der Rest von ca. 25 % entfällt auf Weißblech, Aluminium (Metalle: ca. 11 %) sowie Holz, Holzwolle und Stroh (ca. 13 %). Fast die Hälfte der Verpackungen werden für Lebensmittel, über ein Fünftel wird für Chemieprodukte verwendet.

839. Verpackungen haben folgende allgemein anerkannte Funktionen:

- Sie sind ein Instrument der Distribution, der Lagerung und des Verkaufs von Waren.
- Sie üben eine Schutzfunktion aus, indem sie einerseits das Packgut selbst, andererseits dessen Umgebung (Personen, Sachen) schützen.
- Sie informieren den Verbraucher, wobei die entsprechenden gesetzlichen Vorschriften zu beachten sind (z. B. Lebensmittelkennzeichnungs-Verordnung, Arzneimittelgesetz).
- Sie werben für die verpackten oder für andere Produkte durch Aufdrucke und Aufmachung (Marketing-Funktion).

Neben diesen allgemeinen Anforderungen, die jeweils produktspezifisch und unterschiedlich gewichtet sind, müssen Packstoffe gegebenenfalls gesetzlichen Regelungen (z. B. Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz) oder anderen Empfehlungen zum Gesundheitsschutz (z. B. Kunststoffkommission des Bundesgesundheitsamtes) entsprechen. Die Umweltverträglichkeit von Packstoffen hat sich dagegen noch nicht zu einem anerkannten Bewertungskriterium entwickelt, wenngleich sie gelegentlich, und nicht immer sachgerecht, als Werbeargument benutzt wird. So ist z. B. weder der inflationäre und oft nicht nachvollziehbar begründete Gebrauch des Präfix „Bio“, noch der „Versuch, kunststoffbeschichtete Kartonbecher für Milchprodukte als ‚umweltfreundlicher‘ zu propagieren im Vergleich zu Bechern aus Polystyrol oder Polypropylen“ (externes Gutachten für den Rat „Möglichkeiten zur Vermeidung und Verminderung von Verpackungen“, im weiteren zitiert als MÖLLER et al., 1988), umweltentlastend.

840. Verpackungen sind zu einem tatsächlich wie symbolisch bedeutenden Feld der Umweltpolitik geworden. Die Veränderung der Struktur des Hausmülls macht das deutlich; bestand früher der Hausmüll zu über 60 Gew.-% aus Asche und Schlacken der Kohleöfen, so besteht er heute — bezogen auf das Volumen — zu über 50 % aus Verpackungsmaterialien. „Die zunehmenden Verpackungsmengen im Abfall (sind unter anderem) das Ergebnis einer Rationalisierung von Hausarbeit, bei der Arbeitsleistungen sowohl aus dem Handel beim Verkaufen als auch aus dem Haushalt beim Einkaufen und bei der eigentlichen Hausarbeit zunehmend in den industriellen Bereich verlagert werden“ (BORMANN und FUNCKE, 1985). Der Prozeß der Rationalisierung wird von einem Anstieg der Haushaltsabfälle, vor allem von Verpackungen, begleitet. Die Verpackungskosten stiegen überproportional im Verhältnis zu den Kosten des Packguts, so daß erstere zum Teil letztere auch absolut übertreffen (BMU, 1988).

841. Unter den Packstoffen, die im Hausmüll erscheinen, hat Glas den größten Gewichtsanteil, auch wenn durch die seit 1987 eingeführten neuen Herstellungstechniken, insbesondere das Preß-Blas-Verfahren, bei einzelnen Flaschen und Konservengläsern Gewichtsminderungen zwischen 28 % (Fruchtsaft) und fast 50 % (Bier) erzielt wurden (MÖLLER et al., 1988).

Glasbehältnisse haben ein erheblich höheres Gewicht als Behältnisse aus Kunststoff, was sich auch in einem größeren Abfallgewicht niederschlägt. Andererseits läßt sich gerade bei Verwendung von Glas als Packstoff Abfall vermeiden: durch Wiederverwendung der Behältnisse im Mehrwegsystem sowie durch getrennte Sammlung von Altglas und seine Verwertung zur Herstellung von Glasverpackungen. Eine Mehrwegglasflasche vom 20fachen Gewicht einer Kunststoffflasche entlastete den Hausmüll auch nach Gewicht, wenn sie nach mehr als 20 Umläufen in den Hausmüll gelangte. Trotz des Nachteils des höheren Gewichts haben Glasbehältnisse somit unter zwei Bedingungen gegenüber Einwegverpackungen aus Kunststoffen und Verbundkarton den Vorteil, daß von vornherein weniger zu beseitigender Abfall entsteht:

- Flächendeckende Mehrwegsysteme mit hoher Umlaufquote: Ein Vergleich der Schadstofffrachten zeigt, daß Mehrwegsysteme hinsichtlich der Abfallentlastung oberhalb bestimmter Umlaufzahlen konkurrenzlos sind. Voraussetzung für erfolgreiche Mehrwegsysteme mit hohen Umlaufzahlen ist ein hoher Grad von Standardisierung und Normung der Behältnisse sowie das Nichtvorliegen entgegenstehender hygienischer Bedenken oder zu hoher Reinigungsaufwendungen; derartige Bedenken liegen z. B. bei Glasbehältnissen für Milchprodukte vor. Die Akzeptanz von Mehrwegsystemen seitens des Handels kann durch entsprechende, politisch gesetzte ökonomische Rahmenbedingungen verbessert werden (Abschn. 4.6.3).
- Flächendeckende Sammlung von Altglas und Wiederverwertung für die Bereiche, bei denen Mehrwegsysteme wegen zu geringer erreichbarer Rücklaufquoten nicht lohnen: Je höher die Sammelquote einerseits und der Altglasanteil bei Glasbehältnissen andererseits ist, desto geringer wird

die Glasmenge im Abfall und desto günstiger die ökologische Gesamtbilanz von Glasverpackungen. Voraussetzung ist allerdings eine breitere Verwendung und Akzeptanz von Buntglas bei Herstellern und Verbrauchern, da die Herstellung von Weißglas aus Altglas bereits bei kleinen Vermischungen mit Buntglas, die nie ganz auszuschließen sind, unmöglich wird. Unsere Gesellschaft wird sich fragen müssen, ob Weißglas in allen seinen Anwendungsfällen die mit seiner Herstellung verbundene höhere Umweltbelastung „wert" ist. Weißglas kann auch durch eine optoelektronische Steuerung automatisch rein sortiert werden, doch sind die Kosten dafür noch relativ hoch. Entsprechende Verfahren werden zur Zeit entwickelt und erprobt.

842. Auch Packstoffe aus Papier und Pappe können nach Gebrauch wieder zur Herstellung von Papier und Pappe verwendet werden, und in dem Maße, in dem dies geschieht, entsteht bei Pappe kein und bei Papier ein zu beseitigender Abfall in Höhe von 30 %. Bereits heute ist der Einsatz von Altpapier bei der Herstellung von Verpackungen aus Papier, Karton und Pappe sehr hoch. Dadurch nimmt allerdings auch die Schadstoffkonzentration in Papier- und Pappe-Verpackungen zu. Dennoch sind die spezifischen Schadstofffrachten, die mit Kunststoffen in den Abfall gelangen, weit höher (BRAHMS et al., 1989).

Schadstoffe gelangen auf drei Wegen in Papier und Pappe: mit den Rohstoffen, mit Füll-, Hilfs- und Zusatzstoffen und durch das Bedrucken. Chlor wird beim Bleichen von Zellstoff in Papier eingetragen; immerhin werden über 3 % der jährlichen Chlorproduktion oder 100 000 — 110 000 t Chlor pro Jahr für die Zellstoffbleiche verwendet, auf die in großem Umfang und für weite Anwendungsbereiche verzichtet werden könnte (Tz. 753). Die Schwermetalle Cadmium, Chrom, Nickel, Blei und Zink stammen aus Druckfarben; durch De-Inking können geeignete Druckfarben zum Teil abgelöst und damit Altpapiere vor ihrer Verarbeitung zu Verpackungsmaterial von diesen Schadstoffen entfrachtet werden. Die vorhandenen De-Inking-Methoden wirken gut bei Zeitungsdruck, weniger gut bei Offset- und Tiefdruck. Bisher ist jedoch die Kapazität der De-Inking-Anlagen noch zu gering, so daß nur ein kleiner Teil des eingesetzten Altpapiers entfrachtet werden kann. Durch den De-Inking-Prozeß gelangen die Schadstoffe in Schlämme, die ihrerseits entsorgt werden müssen (BRAHMS et al., 1989). Der Rat hält es daher vor allem für geboten, schwermetallfreie und auch sonst umweltverträgliche Färbe- und Druckverfahren zu entwickeln und zu verwenden.

843. Bei Kunststoffverpackungen muß differenziert werden, da die Schadstofffrachten im Abfall nach Kunststoffarten sehr unterschiedlich sind (Tab. 4.5.3). Problematisch sind vor allem Verpackungen aus PVC (Abschn. 4.5.2.1); sie werden in erster Linie für Flaschen, Becher, Folien, letztere inbesondere für Back- und Süßwaren, verwendet und sind im Konsumbereich in allen Anwendungen substituierbar. Die Umweltpolitik kann und sollte diese Substitution durch entsprechende Rahmenbedingungen fördern.

Erwartungen, die sich an eine Verwertung von Kunststoffen aus Verpackungen nach ihrem Gebrauch knüpfen, haben sich nicht erfüllt. Zu einer Verwertung ist Sortenreinheit der Kunststoffe erforderlich, die naturgemäß weder bei Getrenntsammlung von Kunststoffen noch bei einer nachträglichen Hausmüllsortierung gegeben wäre, ganz abgesehen davon, daß die Materialien nach Gebrauch häufig verschmutzt sind. Daher können die hohen Qualitätsanforderungen, die an Kunststoff-Granulat als Voraussetzung für einen Einsatz in zukunftsträchtigen, mengenmäßig bedeutenden Produktbereichen gestellt werden müssen, nicht erfüllt werden. „Bereits heute wird deutlich, daß im Bereich der billigen Massenware aus Recyclingkunststoff nur geringe Innovationschancen liegen dürften. (. . .) Mit Massenprodukten, wie Topfuntersetzer, Schalen, Blumenkästen, Kübeln, Pfählen usw., wird das Kunststoffverwertungspotential der Zukunft nicht genutzt werden können" (HÄRDTLE et al., 1988). Verbundfolien machen die stoffliche Verwertung, von Ausnahmen wie Aluminium-Kunststoff-Verbundfolien abgesehen, vollends unmöglich (MÖLLER et al., 1988). Eine Verringerung der verwendeten Kunststoffarten in Verbindung mit einer Materialkennzeichnung kann die Voraussetzungen für eine stoffliche Verwertung verbessern helfen (MENKE-GLÜCKERT, 1988; zur entsprechenden Zielvorgabe der Bundesregierung vgl. Abschn. 4.5.2.8.2).

844. Verrottbare bzw. bioabbaubare Packstoffe aus Kunststoffen könnten einen wichtigen Beitrag zur Entsorgung von Haushaltsabfällen leisten. In der Deponie würden sie abgebaut und damit als zu überwachende Abfallmenge quantitativ verschwinden, in der Verbrennung würden sie denselben Beitrag wie konventionelle Polymere leisten (größtmögliche Volumenreduzierung unter Energiefreisetzung), und bei der Kompostierung verhalten sie sich, bis auf eine nicht abbaubare Restfraktion von rd. 8 — 10 %, wie organische Abfälle. Beispiele solcher abbaubaren Materialien sind aliphatische Polyester und Stärke (ELIAS und VOHWINKEL, 1983; MÖLLER et al., 1988). Auf der Kunststoffmesse „K 89" wurden im Herbst 1989 weitere Neuheiten präsentiert.

Die Möglichkeiten, verrottbare Kunststoffe als Packstoffe einzusetzen, sind wissenschaftlich noch nicht hinreichend bearbeitet, um zu sicheren Aussagen zu kommen bzw. Abschätzungen der Substitutionspotentiale vornehmen zu können. Seitens der chemischen Industrie werden die Möglichkeiten in verschiedenen Ländern offenbar unterschiedlich eingeschätzt, in Italien positiv, in der Bundesrepublik eher zurückhaltend (Prof. Bauer, persönl. Mitteilung, 2.6.89). Kleinere Institute und Unternehmen klagen darüber, daß ihre Erfindungen auf diesem Sektor von Konzernen zwar aufgekauft, dann aber nicht weiterentwickelt würden. Der Rat empfiehlt, die Entwicklung und Einführung verrottbarer, abbaubarer Kunststoffe zu fördern. Die damit bisher gemachten Erfahrungen sind ermutigend. Ideal wären Packstoffe, die selbst nicht wesentlich länger haltbar sind als die Güter, die sie verpacken, wenn ihr Gebrauchswert dadurch nicht eingeschränkt wird.

845. Um Packstoffe unter dem Aspekt der Belastung des Hausmülls untereinander vergleichen und bewerten zu können, muß außer dem Gewicht als Indikator für die Abfallmenge und außer der Frage, ob eine anderweitige Verwertung möglich ist, auch berücksichtigt werden, welche sonstigen Stoffe in welchen Mengen in den Packstoffen enthalten sind, die als Schadstofffracht mit den Packstoffen in den Abfall übergehen. Im Rahmen eines vom BMFT geförderten Forschungsvorhabens ermittelten BRAHMS et al. (1989) diese Schadstofffrachten aus der chemischen Analyse nachsortierten Hausmülls (Tab. 4.5.3). Bei der Interpretation von Tabelle 4.5.3 sind folgende Punkte zu beachten (zu den beiden erstgenannten Hinweisen vgl. im einzelnen WUTTKE, 1989):

— Die Schadstoffbetrachtungen beziehen sich auf Verpackungsabfälle aus privaten Haushaltungen. Ein Rückschluß auf die Gesamtmenge des Hausmülls ist nicht möglich.

— Die in der Untersuchung von BRAHMS et al. (1989) angegebenen Fehler aus der Probenahme der Kunststoffe sowie die Fehler der Analytik wurden nicht für eine Gesamtfehlerbetrachtung genutzt. Eine grobe Abschätzung von WUTTKE (1989) ergibt, daß mit Fehlern von ca. 20 bis 25 % zu rechnen ist.

— Um spezifische Packstoffmengen, bezogen auf die gleiche Menge Packgut, vergleichen zu können, wurde als Bezugsgröße nicht eine Tonne Packstoff oder Packmittel gewählt, sondern es wurden die Schadstoffmengen auf eine Tonne typischerweise in den jeweiligen Packmitteln oder Packhilfsmitteln verpacktes Füllgut bezogen. Dieser Schritt ist zwar im einzelnen schwer nachvollziehbar, doch spielen für den hier interessierenden Vergleich zwischen einzelnen Packstoffen bzw. Packmitteln die absoluten Zahlen eine geringere Rolle als deren Verhältnis zueinander. Es kann daher dahingestellt bleiben, ob die Methode im einzelnen zu jeweils „richtigen" Zahlen führt, solange sie für die verglichenen Stoffe und Mittel in gleicher Weise angewandt wurde.

846. Maßnahmen zur Verminderung von Verpackungen und insbesondere solche zur Substitution einzelner Packstoffe sind noch besser begründet, wenn die einzelnen Materialien nicht nur unter dem Umweltaspekt Abfall miteinander verglichen werden, sondern auch im Hinblick auf die Belastung der Umwelt bei ihrer Herstellung. Von BRAHMS et al. (1989) wird auch der Versuch unternommen, diese Umweltbelastung in Form einer Ökobilanz zu errechnen. Sie verwendeten dazu von der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Versuchsanstalt in St. Gallen im Auftrag des Schweizerischen Bundesamtes für Umweltschutz (BUS) für einzelne Packstoffe zusammengestellte Kenngrößen für die Umweltauswirkungen bei der Herstellung von Packstoffen.

BRAHMS et al. interpretieren die Ergebnisse in folgender Weise: „Die Vor- und Nachteile der einzelnen Packstoffe in ihren Umweltauswirkungen verteilen sich sehr unterschiedlich. Aluminium weist den höchsten Energieverbrauch, aber ein geringes Verpackungsgewicht pro Tonne darin verpackter Produktmenge aus, während Weißblech die mit Abstand geringste Wasserbelastung verursacht. Die Wasserbelastung durch Wellpappen und Kartons ist hoch, die durch Verbundkarton — trotz des geringen Verpackungsgewichts — extrem hoch. Mit Kunststoffverpackungen ist zwar eine relativ hohe Luftbelastung verbunden, die vom PVC-Anteil herrührt, die anderen Kenngrößen sind jedoch günstig. Differenzierter müssen die Umweltauswirkungen bei Glas beurteilt werden. Während Mehrwegbehältnisse hier äußerst günstig abschneiden, weisen Einwegbehältnisse aus Glas in nahezu allen Parametern ungünstige Werte auf. Sie sind mit hohen bis extrem hohen Werten in der Luftbelastung, im Abfallaufkommen und im Energieverbrauch verbunden. Daran ändern im Prinzip auch hohe Altglaseinsatzquoten nichts. Selbst bei 70%igem Scherbenanteil liegt der Energieverbrauch viermal, die Menge fester Abfallstoffe siebenmal und die Luftbelastung zehnmal höher als bei Mehrwegflaschen mit 20 Umläufen. Selbst die Wasserbelastung, die — aufgrund der jeweils notwendigen Reinigung — häufig als Argument gegen die Umweltfreundlichkeit der Pfandflasche ins Feld geführt wird, ist noch um 30% höher" (BRAHMS et al., 1989, S. 285f.).

In dem bereits genannten Kommentar von WUTTKE (1989) zum Bericht von BRAHMS et al. (1989) wird dazu unter anderem ausgeführt, daß „die Grunddaten aus der Ökobilanz von Packstoffen des Bundesamtes für Umweltschutz der Schweiz aus dem Jahre 1984 nicht ohne weiteres auf die Bundesrepublik Deutschland übertragen werden ÄkönnenÜ, wie dies in der Studie gemacht wird, da die Schweizer von ihrer spezifischen Situation ausgegangen sind. Beispielsweise sind sie bei der Bewertung der Emissionsrelevanz der Packstoffe in der Abfallverbrennung von Verbrennungsanlagen ohne Abgasreinigung bezüglich Chlorwasserstoff ausgegangen. Bei der Übertragung auf die Verhältnisse in der Bundesrepublik Deutschland müssen je nach technischer Ausstattung der Anlage unter anderem folgende Faktoren berücksichtigt werden:

— bei Abgasreinigung (HCl-Wäsche) niedrigere Luftbelastungen

— bei Einleiten der Chloridfracht aus dem Wäscher höhere Wasserbelastungen

— bei Eindampfen des Waschwassers eine schlechtere Energiebilanz."

Dennoch werden die grundlegenden Erkenntnisse des Forschungsberichts auch bei Anpassung der Basisdaten an die Verhältnisse in der Bundesrepublik bestehen bleiben. Im Auftrag des Umweltbundesamtes wird derzeit ein Forschungsvorhaben durchgeführt, das Ökobilanzen von Packstoffen für die Bundesrepublik aufstellen soll.

4.5.2.8.2 Umweltentlastung durch Substitution von Packstoffen

847. Die Daten aus Tabelle 4.5.3 erlauben abzuschätzen, welche Änderungen bei Schadstofffrachten zu erwarten sind, wenn einzelne Packstoffe oder Packhilfsmittel durch andere ersetzt werden (die Ab-

Tabelle 4.5.3

Schadstofffrachten, die mit den genannten Pack- und Packhilfsmitteln, bezogen auf je 1 Tonne packstofftypisches Füllgut, in den Hausmüll eingetragen werden

(PE = Polyethylen, PP = Polypropylen, PS = Polystyrol, PVC = Polyvinylchlorid)

	Verpackungsgewicht in kg	Schadstofffrachten (in g/t)					
		Cd	Cu	Pb	Sn	Zn	Cl
Flaschen							
— PE/PP (alle Farben)	55	1,0	1,4	2,0	0,3	10,4	115
— PE/PP (nur durchs., weiß) ..	55	0	0,7	0,8	0,3	13,7	60
— PVC	60	0,2	0,8	0,7	27,1	3,5	26 023
Verbundkarton — Verpackungen	30	0	2,2	1,4	0,9	2,4	114
Becher und Dosen							
— PE/PP	46	0,1	0,9	0,3	0	2,5	29
— PS	54	0,2	2,4	0,6	0	35,2	101
— PVC	41	0,1	0,8	0,5	15,2	1,9	18 147
— Pappe (Margarine)[1]	34	0	0,3	1,8	0,5	1,3	1 560
Formteile und Blister, PVC	97	0,2	4,6	2,1	35,1	8,6	40 586
Folien und Beutel							
— PE/PP[2]	7	0	0,2	0,5	0	0,7	24
— Kunststoff — Verbund	22	0,1	2,1	2,1	2,0	3,2	2 182
Verschlüsse							
— PE/PP (alle Farben)	6	1,1	1,0	0,1	0	1,4	3,5
— PE/PP (nur durchs., weiß) ..	6	0	0,4	0,1	0	2,2	4,3
— PS und sonst. Kunststoffe ...	9	0,4	2,2	0,1	0	3,3	6,6
— PVC (Margarinebecher)[1] ..	3	0	0	0	0,9	0,1	1 162,0

[1]) gemäß Abb. 11.23
[2]) ohne Tragetaschen, nur durchsichtig
Quelle: BRAHMS et al., 1989

schätzung der sonstigen Umweltauswirkungen wurde in Tab. 4.5.4 bis 4.5.6 weggelassen; vgl. dazu WUTTKE, 1989).

Tabelle 4.5.4 zeigt die Veränderungen, die sich im Hinblick auf den Abfall der privaten Haushalte ergeben würden, wenn an Stelle der 74 654 t in die Betrachtung einbezogenen Kunststoffflaschen, von denen 28 243 t aus PVC und 46 411 t aus PE und PP in unterschiedlicher Einfärbung bestanden (status quo), nur noch durchsichtige oder weiße PE- und PP-Flaschen verwendet würden. Die Vermeidung von PVC und die Reduzierung des Farbspektrums vermindert die Belastung durch Chlor, Zinn und Cadmium erheblich. Lediglich bei Zink müßte ein Anstieg in Kauf genommen werden.

Werden Kunststoffflaschen durch Glasflaschen ersetzt, kann die Schadstoffentfrachtung mit 100 % unterstellt werden, wobei Mehrwegflaschen, wenn sie hohe Umlaufzahlen erreichen, trotz der erforderlichen Flaschenwäsche in der Ökobilanz weit besser abschneiden als Einwegflaschen (WUTTKE, 1989).

In Tabelle 4.5.5 wurde die Wirkung einer Substitution von Kunststoffbechern und -dosen auf die Schadstofffrachten dargestellt. „Status quo" ist der tatsächliche Verbrauch von fast 108 000 t im Jahre 1984, davon 12 % Polypropylen (PP), 8 % Polyethylen (PE), 69 % Polystyrol (PS) und 11 % PVC. In Alternative 1 werden nur Becher aus PE oder PP eingesetzt; in Alternative 2 werden die Kunststoffbecher durch Becher aus gewachstem Kraftpapier ersetzt. Die Abschätzung zeigt, daß Alternative 1 in allen Parametern dem Status quo vorzuziehen ist, während ein Ersatz durch Pappbecher aufgrund der Verwendung von Kraftpapier mit höherer Bleifracht verbunden wäre.

Wichtigste Materialien für die Herstellung von Kunststoffverschlüssen sind PE und PP (1984: 54 %), PS (1984: 27 %) und PVC (1984: 16 %). Mit dieser als Status quo bezeichneten Verteilung wird in Tabelle 4.5.6 die Alternative, in der Kunststoffverschlüsse nur noch aus weiß eingefärbtem oder gar nicht eingefärbtem PE oder PP bestehen, verglichen. Nicht unerwartet zeigt diese Alternative vor allem eine erhebliche Verminderung der Cadmiumfracht durch Verzicht auf das Einfärben und der Chlorfracht durch Verzicht auf PVC.

848. Aus den dargestellten Schadstofffrachten geht hervor, daß drei Veränderungen breit abfall- und umweltentlastend wirken:

Tabelle 4.5.4

Verpackungsalternative und Schadstofffrachten bei Kunststofflaschen

	Frachten (in t/a)					
	Cd	Cu	Pb	Sn	Zn	Cl
Stuatus quo (Kunststoff — Flaschen)	0,9	1,6	2,0	13,0	10,3	12 354
Alternative (PE/PP durchs., weiß) .	0,1	0,9	1,1	0,4	17,9	78
Verringerung (−); Erhöhung (+) . .	−0,8	−0,7	−0,9	−12,6	+7,6	−12 276
Verbesserung	89 %	44 %	45 %	97 %		99 %
Verschlechterung					74 %	

Quelle: BRAHMS et al., 1989 (Ausschnitt)

Tabelle 4.5.5

Packstoffalternativen und Schadstofffrachten bei Bechern

	Frachten (in t/a)					
	Cd	Cu	Pb	Sn	Zn	Cl
Status quo (Kunststoff — Becher/Dosen)	0,3	4,0	1,2	4,5	50,2	5 586
„Alternative 1" (PE/PP)	0,2	2,0	0,7	0	5,4	62
Verringerung (−); Erhöhung (+) . .	−0,1	−2,0	−0,5	−4,5	−44,8	−5 524
Verbesserung	36 %	50 %	42 %	100 %	89 %	99 %
Verschlechterung						
Status quo (Kunststoff — Becher/Dosen)	0,3	4,0	1,2	4,5	50,2	5 586
„Alternative 2" (Pappe)	0	0,8	4,2	1,2	3,2	3 614
Verringerung (−); Erhöhung (+) . .	−0,3	−3,2	+3,0	−3,3	−47,0	−1 972
Verbesserung	100 %	80 %		73 %	94 %	35 %
Verschlechterung			250 %			

Quelle: BRAHMS et al., 1989 (Ausschnitt)

Tabelle 4.5.6

Packstoffalternative und Schadstofffrachten bei Verschlüssen

	Frachten (in t/a)					
	Cd	Cu	Pb	Sn	Zn	Cl
Status quo (PE/PP/PS/PVC)	5,2	7,4	0,7	2,1	10,8	2 696
Alternative (PE/PP durchs., weiß) .	0,2	2,8	0,6	0,2	16,2	27
Verringerung (−); Erhöhung (+) . .	−5,0	−4,6	−0,1	−1,9	+5,4	−2 669
Verbesserung	96 %	62 %	14 %	90 %		99 %
Verschlechterung					50 %	

Quelle: BRAHMS et al., 1989 (Ausschnitt)

- der Ersatz von Einwegverpackungen aus Kunststoff, Kartonverbund oder Glas durch Mehrwegverpackungen, soweit die in Textziffer 841 genannten Voraussetzungen vorliegen
- der Verzicht auf PVC
- der ausschließliche oder weit überwiegende Einsatz von PE und PP ohne Einfärbung oder nur in weißer Einfärbung.

Die Bundesregierung ist daher mit ihrer Zielvorgabe nach § 14 Abs. 2 AbfG „an die beteiligten Kreise" vom 17. Januar 1990 grundsätzlich auf dem richtigen Wege, da darin in allgemeinen Formulierungen ähnliche Erwartungen beschrieben werden. So sollen Hersteller und Handel unter anderem gewährleisten,

- daß die Zahl der verwendeten Kunststoffarten verringert wird, um, zusammen mit einer Kennzeichnung des jeweils verwendeten Materials, bessere Voraussetzungen zu schaffen für eine stoffliche Verwertung und umweltverträgliche Beseitigung in Müllverbrennungsanlagen;
- daß auf den jeweiligen Verpackungsbehältnissen und Verpackungsumhüllungen die Kunststoffart angegeben wird. [Dies deckt sich mit einer Forderung der Arbeitsgemeinschaft der Verbraucherverbände e.V., die sich u. a. auf eine Befragung bezieht, wonach 70 % der Verbraucher eine solche Kennzeichnung wünschen (vgl. Verbraucherpolitische Korrespondenz, 1989)];
- daß offene Verkaufsverpackungen so gestaltet werden, daß sie nach Gebrauch platzsparend gestapelt werden können;
- daß für Verpackungen aus Kunststoffen keine umwelt- und gesundheitsgefährdenden Additive, insbesondere keine toxischen Schwermetallverbindungen, in erster Linie mit Quecksilber, Cadmium und Blei, und keine schwermetallhaltigen Druckfarben mehr verwendet werden;
- daß die beteiligten Wirtschaftskreise Vorschläge zur Rücknahme von gebrauchten Kunststoffverpackungen außerhalb der öffentlichen Abfallentsorgung vorlegen;
- daß Verpackungen für Lebens- und Genußmittel sowie für Konsumgüter jeder Art auf solche Kunststoffe beschränkt werden, bei deren Verbrennung kein erhöhter technischer Aufwand an den Verbrennungsanlagen erforderlich ist oder bei denen keine erheblichen Mehrkosten für die Entsorgung der nach der Verbrennung anfallenden Rückstände entstehen. Das schließt nach Ansicht des Rats Verpackungen aus PVC aus (Abschn. 4.5.2.1);
- daß nur solche Verpackungen aus Kunststoffen verwendet werden, bei denen Verschlüsse, Deckel, Etiketten und ähnliche Verbunde leicht und vollständig abtrennbar sind;
- daß biologisch abbaubare bzw. umweltverträglich kompostierbare Kunststoffe entwickelt und eingesetzt werden.

849. Aus den gleichen Gründen hält der Rat auch die Maßnahmen, die zu ergreifen der Bundesrat die Bundesregierung in seiner Entschließung vom 16. März 1990 auffordert, für sinnvoll und geeignet, die Abfallmengen und die Schadstoffe, die von Verpackungen herrühren, zu vermindern. In die Zielvorgabe der Bundesregierung sollten nach Einschätzung des Rates auch Formschäume, die ohne ersichtliche Begründung von dieser Zielfestlegung nicht erfaßt werden, aufgenommen werden, da sie einen nicht unbedeutenden Teil des Abfalls aus Kunststoffverpackungen bilden. Die Bundesregierung ist gut beraten, flankierend zu ihrer Erwartung, daß die beteiligten Wirtschaftskreise die Ziele von sich aus erfüllen werden, die Instrumente vorzubereiten, mit denen gegebenenfalls dieser Erwartung Nachdruck verschafft werden kann.

4.5.2.8.3 Maßnahmen zur Verminderung von Schadstoffen und Mengen

4.5.2.8.3.1 Maßnahmen der Hersteller und des Handels

Schadstoffaspekte

850. Ein wesentlicher Teil der Schwermetalle im Hausmüll stammt aus Verpackungen, vor allem durch die Farbgebung mit Cadmium- oder Bleichromat-Farbstoffen. Die Pigmente Cadmium und Bleichromat sind verzichtbar oder ersetzbar. In der Praxis sind entsprechende Substitutionsvorgänge auch bereits zu beobachten. Der Ersatz von Bleichromaten ist finanziell aufwendiger als der des Cadmium; adäquate Substitute sind etwa drei- bis fünfmal teurer (MÖLLER et al., 1988).

Die Farbgebung mit Cadmium- oder Bleichromat-Farbstoffen bzw. -Pigmenten sollte eingestellt werden. Die Erfahrungen der vergangenen Jahre mit der Verwendung von Cadmium zeigen, daß dies nur über eine gesetzliche Regelung zu erreichen ist. Für Cadmium würde das die Verabschiedung und Umsetzung des Richtlinienentwurfs der EG-Kommission bedeuten, der den Einsatz von Cadmium in der Farbgebung für bestimmte Kunststoffe ausschließt (Tz. 796). Für Bleichromate würde ein gesetzliches Verwendungsverbot zwar einen nationalen Alleingang der Bundesrepublik darstellen, der aber im Hinblick auf das indizierte Schadpotential vom Rat nachdrücklich empfohlen wird. Diese Verbote sollten umgehend ausgesprochen werden, wenn den Zielfestlegungen der Bundesregierung vom 17. Januar 1990 bis zum Stichtag 31. Dezember 1990 nicht entsprochen wurde.

Für Verpackungen werden vielfach auch geschäumte Kunststoffe verwendet, um stoßempfindlichen Gütern mechanischen Schutz zu bieten oder eine thermische Isolierung zu schaffen. Ein Teil der Kunststoffe wird mit Halogenkohlenwasserstoffen aufgeschäumt, darunter auch FCKW. Hier liegt ein umweltpolitischer Handlungsbedarf vor, vor allem im Hinblick auf die Kürze der zur Verfügung stehenden Zeit, in der ein nahezu 100%iger Verzicht auf FCKW erfolgt sein muß. Diesem Handlungsbedarf wird durch die nationale Verbotsverordnung für FCKW und Halone Rechnung getragen (Tz. 785). Auf das Schäumen mit

FCKW oder ähnlich problematischen Halogenkohlenwasserstoffen kann und sollte im Verpackungsbereich vollständig verzichtet werden, da ein ausreichendes Angebot an Substitutionsmöglichkeiten zur Verfügung steht (Abschn. 4.5.2.3).

Ebenso sollte auf PVC für Verpackungen wegen der mit seiner Entsorgung verbundenen Schadstoffeinträge in die Umwelt verzichtet werden (Abschn. 4.5.2.1). Die Substitution durch andere Materialien ist grundsätzlich möglich.

Mengenaspekte

851. Mehrwegbehältnisse schneiden in Abhängigkeit von ihrer Umlaufzahl im Vergleich zu allen Einwegbehältnissen am günstigsten ab. Sie entlasten den Abfall gegenüber Glaseinwegbehältnissen im Hinblick auf die Menge, gegenüber Einwegverpackungen aus Kunststoff oder Kartonverbund darüber hinaus auch in erheblichem Umfang von Schadstoffen. Der Rat empfiehlt daher, den Anteil der Einwegverpackungen möglichst schnell und so weit wie möglich zurückzudrängen. Dieses Ziel läßt sich am besten durch eine Abgabe auf Einwegbehältnisse (Abschn. 4.6.3.1.3) erreichen.

Die Bundesregierung hat am 26. April 1989 unter anderem Zielfestlegungen zur Vermeidung und Verringerung von Abfällen aus Verpackungen für Getränke und zur Stabilisierung und zum Ausbau des Mehrwegsystems vorgelegt. Danach soll die Wirtschaft bis 30. Juni 1991 Bier und Mineralwasser zu 90%, CO_2-haltige Erfrischungsgetränke zu 80%, CO_2-freie Erfrischungsgetränke zu 35% und Wein zu 50% in Mehrwegflaschen abfüllen und den Rücklauf des Leerguts gewährleisten. Für den Fall, daß die Wirtschaft diesen Vorgaben nicht von sich aus entspricht, kündigt die Bundesregierung „Prüfung" von Maßnahmen nach § 14 Abs. 2 AbfG an. Der Rat hält nicht nur die angestrebten Ziele für richtig, sondern auch den eingeschlagenen Weg, der Wirtschaft zu freiwilligen Lösungen Gelegenheit zu geben. Dies schließt aber die Notwendigkeit ein, zügig entsprechende Rechtsverordnungen zu verabschieden, wenn die Ziele „freiwillig" nicht erreicht werden. Grundsätzliche gemeinschaftsrechtliche Einwände gegen die Zielsetzungen bestehen nach Auffassung des Rates nicht. Aus der Entscheidung des Europäischen Gerichtshofs im Pfandflaschenfall (Rs. 302/86, NVwZ 1989, S. 849) kann nicht entnommen werden, daß Kontingente für Einwegflaschen (oder allgemein: für Getränkeverpackungen aus bestimmtem Material) gegen Artikel 30 EWG-Vertrag verstoßen. Der Gerichtshof hat vielmehr eine nationale Verpflichtung, bestimmte Getränke nur in Mehrwegflaschen auf den Markt zu bringen, ausdrücklich anerkannt. Kontingente für Einwegflaschen stellen sich als Mittel dar, hieraus für bestimmte Hersteller erwachsende wirtschaftliche Probleme abzumildern. Differenzierungen je nach dem Verpackungsmaterial sind daran zu messen, ob sie unter dem Gesichtspunkt effektiven Umweltschutzes gerechtfertigt sind und ob sie im Hinblick auf die damit erreichbare Umweltentlastung die betroffenen ausländischen Unternehmen nicht übermäßig belasten.

852. Die Anforderungen an Verpackungen sind oft überzogen. Unüberprüfte Hygienekriterien bzw. auf hygienischen Erwägungen beruhende Argumente dienen nicht nur in Ausnahmefällen als Vorwand, um Verpackungsvorschriften zu verschärfen oder zu verankern, deren Sinnhaftigkeit von keiner Instanz nachgewiesen oder nachgeprüft wurde. Der Rat hält das für sehr problematisch, da es den Trend zur Überverpackung mit den bekannten negativen Auswirkungen unterstützt. Er schlägt vor, einen realistischeren Katalog derartiger Anforderungen zu erarbeiten.

853. Daß seit etwa zwei bis drei Jahrzehnten nicht nur in der Bundesrepublik ein Trend zur Überverpackung festzustellen ist, wird in vielen Studien belegt. Zwar ist die Grenze zwischen notwendiger Verpackung und Überverpackung nicht immer eindeutig zu bestimmen, da die Anforderungen bzw. Ansprüche an Verpackungen unterschiedlich bewertet und gewichtet werden können, aber zweifellos hat das System der Selbstbedienung die Menge der Verpackungsmaterialien im Hausmüll anschwellen lassen. Das heißt jedoch nicht, daß sich Hersteller und Handel nur in der Rolle von passiven „Opfern" dieser Zwänge befänden, die sie aus Gründen der Kosteneinsparung (Lohnkosten) und der Umsatzsteigerung selbst geschaffen haben. Vielmehr bestehen auch innerhalb des Systems der Selbstbedienung große Spielräume, die vom Handel enger oder weiter ausgestaltet werden können. In diesem Zusammenhang kann auf das Vorgehen von Migros und Coop in der Schweiz oder der Handelsketten Nanz und Tengelmann in der Bundesrepublik verwiesen werden (Kap. 4.2 und Abschn. 4.3.2).

Hersteller und Handel können die Potentiale der Vermeidung und Verwertung von Verpackungen auf verschiedene Weise und auf verschiedenen Wegen realisieren, wenn der Wille dazu vorhanden ist. Ohne eine Veränderung in der Struktur des Angebots werden jedoch keine mengenmäßig bedeutenden Erfolge zu verzeichnen sein. Wie verschiedene Untersuchungen zeigen, liegen hier — bezogen auf die erreichbaren Mengeneffekte der Abfallvermeidung — die größten Spielräume. Die Möglichkeiten der Verbraucher, durch ein umweltschonendes Kauf- und Konsumverhalten zur Abfallvermeidung beizutragen, sind demgegenüber begrenzter und können nicht zu Mengeneffekten in einer Größenordnung führen, wie sie durch ein verändertes Warenangebot erreichbar wären (BORMANN und FUNCKE, 1985).

Entsprechende Änderungen in der Struktur des Angebots würden auch den Vorstellungen und Erwartungen eines Teils der Kunden entgegenkommen: „Mit dem gestiegenen allgemeinen Umweltbewußtsein hat sich auch der Wunsch nach einer ökologischen Qualität von Produkten als eigenständige Nutzendimension herausgebildet. Insbesondere im Hinblick auf die Verpackung von Produkten stellen die Konsumenten neue, umweltbezogene Anforderungen. Untersuchungen belegen, daß Hausfrauen ökologische Probleme, die mit Art und Menge des durch den Verbrauch verpackungsintensiver Güter verursachten Hausmüllaufkommens verbunden sind, sehr hoch bewerten" (MEFFERT, 1988).

854. Ohne die Grundlagen des bestehenden Selbstbedienungssystems im Einzelhandel anzutasten oder zu gefährden, könnten Hersteller und Handel durch folgende Maßnahmen Erfolge in der Abfallvermeidung mit Mengenwirkungen erzielen:

— Auf Faltschachteln als Umverpackung könnte in größerem Umfang verzichtet werden, beispielsweise bei Tubenverpackungen, bei Fisch- und Fleischkonserven in Weißblech- oder Aluminiumflachdosen, die oft zusätzlich noch in Faltschachteln verpackt werden. Dadurch würde ein großer Teil der aus der Faltschachtelproduktion von rd. 500 000 t jährlich resultierenden Haushaltsabfälle ohne Einbußen an Lebensqualität vermieden.

— Als überflüssig sind auch Folienumschläge um Faltschachteln anzusehen, wenn sie nur einer werbewirksameren Aufmachung dienen und keine spezielle Schutzfunktion zu erfüllen haben.

— Palettenladungen aus in Säcken oder Versandschachteln verpackten Gütern werden oft durch Schrumpfhauben oder durch Umwickeln mit Stretchfolien gesichert. Falls nicht ein zusätzlicher Regenschutz erforderlich ist, könnte die Palettensicherung auch durch Umreifung mit einem Stahl- oder Kunststoffband oder durch punktweises Aufbringen eines Haftklebers zwischen den einzelnen Lagen der Ladung gewährleistet werden. Kunststoffolien können auch vermieden werden bei Anwendung von Sprühverfahren, bei denen die Ladungssicherung mit Hilfe einer wäßrigen, rückstandsfreien Lösung vorgenommen wird.

— Abfälle aus Verpackungen entstehen nicht, wenn Produkte in Tankwagen angeliefert werden können, z. B. Zement an Baustellen oder Zucker in Form konzentrierter Lösungen an Betriebe der Süßwaren- und Backindustrie.

— Die Möglichkeiten der Verminderung des Packmittelgewichts durch neue technische Verfahren sind dagegen weitgehend ausgereizt, da die neuen Technologien „die Verringerung des Materialeinsatzes bis in die Nähe des technologischen Minimums" ermöglichten. Bei Aluminium- und bei Weißblech-Getränkedosen wird das noch bestehende Verminderungspotential auf 8—10% geschätzt (MÖLLER et al., 1988).

— Eine Möglichkeit der Verminderung der Packmittelmenge besteht darin, das Packgut als Konzentrat zu verkaufen. Bei Wäscheweichspülmitteln wird das praktiziert. Durch Nachfüllbeutel für großvolumige Flaschen kann eine weitere Verminderung erreicht werden. Ähnlich könnten auch bei Duschseifen und Fruchtsäften Konzentrate angeboten werden.

— Ein nicht geringer Beitrag zur Abfallvermeidung ist im Verzicht auf Kleinstpackungen — sogenannten Portionspackungen — zu sehen, soweit diese nicht auf spezielle Bedürfnisse der Ein-Personen-Haushalte zugeschnitten sind. Der Verpackungsanteil am Produkt ist hier, bezogen auf das Gewicht, in vielen Fällen größer als der Anteil des Inhalts; zudem sind die Verpackungen schlecht zu trennen (BORMANN und FUNCKE, 1985).

— Durch die Einführung neuer, bereits patentierter Verpackungssysteme könnten Abfallmengen in relevantem Ausmaß vermieden werden. Beispielsweise mit Hilfe des Einwegsystems „tangapac", das gegenüber herkömmlichen Verfahren beim Verpacken von Dosen, Gläsern und Flaschen bis zu 75% Karton und bis zu 80% Kunststoff vermeidet. Ein weiterer Vorteil dieses Systems der Sammelverpackung ist darin zu sehen, daß es Leergut wieder aufnimmt und so das Sammeln erleichtert (Tz. 690, Ziff. 3).

— Da die heute üblicherweise benutzten Kunststoff-Tragetaschen meist nach mehrmaligem Gebrauch für den Hausmüll bestimmt sind, würde eine Minimierung der Werkstoffmenge erhebliche Entlastungen bei der Abfallentsorgung bedeuten. Durch zwei kombiniert eingesetzte Maßnahmen kann eine solche Verminderung erreicht werden: „. . . durch die Verminderung der Größe der Tragetaschen, wo keine großen Tragetaschen nötig sind, und durch Anwendung hochfester Folien, die durch Eigenverstärkung erreicht werden und dabei auch eine geringere Foliendicke ermöglichen" (KÄUFER, 1988). KÄUFER schätzt die damit erreichbare Verminderung auf ca. 33—50% des ursprünglichen Gewichts.

4.5.2.8.3.2 Einflüsse auf der Seite der Verbraucher

855. Das durch eine planmäßig durchgeführte Änderung des individuellen Konsum- und Kaufverhaltens erreichbare Potential der Abfallvermeidung beträgt für hinreichend stark motivierte Haushalte maximal 20% (BORMANN und FUNCKE, 1985; vgl. die Zusammenfassung der Ergebnisse dieses Modellversuchs in Abschn. 4.6.6.2: Etwa zwei Drittel der vermiedenen Mengen umfaßten Verpackungen, etwa ein Drittel bestand aus Restmüll). Die Haushalte müssen dafür aber erhebliche Zeitverluste und höhere Ausgaben in Kauf nehmen; unter den verschiedenen Haushaltstypen sind Alleinerziehende am stärksten belastet.

Wesentliche Einflüsse auf die Menge und die Zusammensetzung des Hausmülls resultieren „aus der Art der Haushaltsführung, mit anderen Worten aus der Organisation des Alltags. Viele heutige Lebensformen sind nur mit dem vorhandenen verpackten Warenangebot denkbar, durch die die individuelle Vorsorge von der Teezubereitung bis zur Vorratshaltung durch Industrieprodukte auf das Öffnen von Verpackungen reduziert wird" (BORMANN und FUNCKE, 1985). Es ist plausibel und wird durch empirische Untersuchungen belegt, daß große Haushalte sowohl bei der preiswerten und differenzierten Gestaltung des Konsums wie auch bei der Hausarbeit und daher auch bei dem Bestreben, Verpackungsabfälle zu vermeiden, bessere Ausgangsbedingungen haben als EinPersonen-Haushalte und andere kleine Haushalte. Der Anstieg der Abfälle aus Hausmüll ist korreliert mit der anteilsmäßigen Zunahme der Ein-Personen-Haushalte.

856. Der Markt für Fertiggerichte wird expandieren. Schätzungen für die nächsten Jahre gehen von Wachstumsraten von 300—400% jährlich aus, wie sie

vor einigen Jahren in den USA und Großbritannien auf diesem Markt beobachtet wurden. In beiden Ländern sind die Fertiggerichte mit ihren speziellen Behältnissen — den sogenannten Trays — bereits seit einigen Jahren fest auf dem Lebensmittelmarkt etabliert. Vier Überlegungen stützen diese Prognose:

— Koch-, brat- und backfertige Speisenzubereitungen bringen weitere Erleichterungen für die Haushalte (MÖLLER et al., 1988).

— Das Garen und Erwärmen im Mikrowellenherd, die jüngste Etappe im Prozeß der Rationalisierung der Hausarbeit, fördert diese Entwicklung.

— Die demographische Entwicklung der Bevölkerungsstruktur der Bundesrepublik, die durch einen zunehmenden Anteil älterer Menschen und eine abnehmende Durchschnittsgröße der Haushalte gekennzeichnet ist, liefert eine weitere wichtige Voraussetzung. Die Ein-Personen-Haushalte stellen mit einem Anteil von rd. 35% die größte Gruppe der Haushalte dar.

— Kantinen-Verpflegung der Berufstätigen wird zunehmend nicht in den betreffenden Betrieben selbst hergestellt, sondern in Portionen von Großküchen aus verteilt. Zum Teil werden original-verpackte Fertig- oder Teilfertiggerichte eingesetzt, die in der Verpackung erwärmt bzw. gegart werden können (MÖLLER et al., 1988).

Die Ausdehnung des Marktes für Fertiggerichte bringt Handlungsbedarf für die Umweltpolitik, da es zweckmäßig ist, alsbald die speziellen Verpackungen der Fertiggerichte zu standardisieren und zu normieren, um sowohl eine Wiederverwendung als auch eine spätere Verwertung zu ermöglichen. Dadurch könnten auch besonders schadstoffbelastete Materialien von vornherein ausgeschlossen werden. Der Rat empfiehlt daher, rechtzeitig Normen für Verpackungen für Fertiggerichte zu erarbeiten. Dabei sollte darauf geachtet werden, daß die Verwendung von PVC ausgeschlossen wird.

4.5.3 Ausgewählte Fraktionen des Hausmülls

4.5.3.1 Vorbemerkungen

857. Die stoffliche Verwertung einzelner Hausmüllfraktionen ist immer dann der Beseitigung durch Verbrennung oder Ablagerung vorzuziehen, wenn dadurch die ökologische Gesamtbilanz verbessert, d. h., die Gesamtbelastung der Umwelt durch Emissionen, Abfallmenge und -schadstoffgehalt sowie Energieverbrauch vermindert wird. In einer volkswirtschaftlichen Betrachtung kann die Erfassung und Verwertung von Wert- bzw. Sekundärrohstoffen aus dem Hausmüll auch dann sinnvoll sein, wenn sie sich betriebswirtschaftlich nicht lohnen, aber eine erhebliche Entlastung der Umwelt mit sich bringen.

858. Die derzeitigen Altstoffeinsatzquoten können in Zukunft nur erhöht werden, wenn die erfaßten Stoffe oder Stoffgruppen hohe Qualitätsstandards erreichen. Gleichzeitig müssen Vermarktungskonzepte entwickelt werden, die auch langfristig einen Absatz der aus dem Hausmüll gewonnenen Wertstoffe garantieren, wofür wieder die Qualität von entscheidender Bedeutung ist. Dabei muß die Kapazität des Marktes für den Altstoffeinsatz beachtet werden, die allerdings z. B. durch neue Absatzwege und Technologien erhöht werden kann. Wichtige Einflußfaktoren sind

— die Qualität und Quantität der Wertstoffe,

— der Preis des aufbereiteten Sekundärrohstoffes im Vergleich zum Primärrohstoff,

— der Energieeinsatz bei Sekundärrohstoffen im Vergleich zum Primärrohstoff,

— die Werbung für Verwertungsprodukte,

— die Vorgehensweise der Kommunen und die Maßnahmen des Gesetzgebers (z. B. Steuervorteile für Verwertungsprodukte, Wirtschaftsförderung für Verwertungsbetriebe, Vorbildfunktion der Kommune, Subventionen von Verwertungsaktivitäten).

In Hannover wird beispielsweise die Altpapiersammlung im Auftrag der Stadt als Dienstleistung von privaten Unternehmen durchgeführt, die hierfür je Tonne gesammeltes Altpapier entlohnt werden. Das gesammelte Altpapier wird vom örtlichen Altpapierhandel sortiert und vermarktet. Der Erlös wird mit den Sortierkosten und den Kosten der Vermarktung verrechnet; ein Überschuß fließt an die Stadt zurück. Durch dieses System ist eine Entkoppelung der anfallenden Sammlungskosten von der aktuellen Erlössituation für Altpapier gegeben. Denkbar ist auch eine kommunale Subvention, die der Einsparung an Kosten für Müllabfuhr, Behandlung und Beseitigung entspricht.

859. Da bei der Sortierung von gemischtem Hausmüll oder auch Wertstoffgemischen (Mehrstoffbehälter, „Grüne Tonne") durch gegenseitige Verschmutzung der einzelnen Stoffgruppen bis auf wenige Ausnahmen fast ausschließlich niedere Qualitäten erzielt werden, müssen in Zukunft vermehrt Systeme der getrennten Erfassung bereits beim Abfallerzeuger — ohne Vermischung einzelner Abfallstoffgruppen — zum Einsatz kommen. Die fünf in der Bundesrepublik bestehenden mechanischen Aufbereitungsanlagen für gemischten Hausmüll (Neuss, Erwitte, Herten, Dußlingen, Haus Forst) haben die in sie gesetzten Erwartungen bisher nur zum Teil erfüllt. Uneingeschränkt absetzbar war in den letzten Jahren lediglich Schrott.

Bessere Qualitäten und damit Absatzmöglichkeiten ergeben sich bei der Sortierung relativ trockener und dadurch wenig verschmutzter Gewerbeabfälle. Da sich der Gewerbeabfall überwiegend aus großvolumigen Teilen zusammensetzt, kann für sortierfähigen Gewerbeabfall eine einfache zentrale Sortierung empfohlen werden, deren Hauptverfahrensschritte die Absiebung von kleinen Bestandteilen, die Abtrennung von Eisenmetallen durch Magneten sowie die Handsortierung von Holz, Papier, Pappe und Kunststoffen sind (Details zu Sortieranlagen für gemischten Hausmüll, Wertstoffgemische sowie Gewerbeabfälle vgl. Abschn. 5.1.4).

Der Rat empfiehlt daher die Erfassung einzelner Wertstoffe vor ihrer Vermischung als sinnvollste Möglichkeit, um Sekundärrohstoffe aus Hausmüll und Gewerbeabfall zu gewinnen. Das setzt eine dezentrale Erfassung voraus. Jegliche Vermischung führt zu einer Abnahme der Qualität und Quantität der Wertstoffe.

860. Um eine stärkere Teilnahme sowohl der einzelnen Bürger als auch der Gewerbe- und Industriebetriebe an der getrennten Erfassung von Wertstoffen zu erreichen und damit die verfügbare und verwertbare Wertstoffmenge zu erhöhen, sind verschiedene Maßnahmen denkbar (vgl. auch SCHEFFOLD, 1990):

- verstärkte Öffentlichkeitsarbeit (Abschn. 5.1.5 und Tz. 959f.)
- Optimierung der Systeme der getrennten Sammlung (Abschn. 5.1.6.2)
- Subvention von Initiativen und Betrieben, die auch in nicht lukrativen Bereichen, z. B. in dünn besiedelten Gebieten, Wertstoffe erfassen wollen oder solche Wertstoffe erfassen, deren Erfassung sich bisher häufig nicht lohnt, z. B. Dosen
- Umlage der Kosten für getrennte Sammlung und Sortierung auf alle Produkte, die als Wertstoffe zu betrachten sind.

861. Im politischen Bereich wird ein Modell der „dualen Abfallwirtschaft" diskutiert, dem eine Studie von EWRINGMANN et al. (1990) zugrunde liegt. Nach diesem Modell fallen Wertstoffe als Wirtschaftsgut in den Zuständigkeitsbereich der Privatwirtschaft und sollen von ihr — nach Aufbau einer flächendekkenden Sammlungs- und Verwertungslogistik — verwertet werden, während der Restmüll nach dem Abfallgesetz unter der Hoheit der entsorgungspflichtigen Körperschaften verbleiben soll (LAMBSDORFF, 1990). Die für die getrennte Erfassung und Aufbereitung der Sekundärrohstoffe notwendigen finanziellen Mittel sollen durch einen Aufschlag auf die verwertbaren Einheiten (Verpackungseinheit, Druckerzeugnisse usw.) aufgebracht werden. Die Mittel sollen über einen Fonds an die einzelnen Verwertungsbetriebe weitergegeben werden. Auf diese Weise sollen diese Betriebe weitgehend vom unternehmerischen Risiko entbunden werden und unabhängig von den Schwankungen der Sekundärrohstofferlöse arbeiten können. Ziel dieses Konzepts ist eine umfassende, flächendeckende Erfassung und Verwertung aller Wertstoffe (Abschn. 2.4.2).

Das Modell könnte unter entsprechenden Rahmenbedingungen abfallwirtschaftlich sinnvoll sein, insbesondere wenn

- die Vermeidungsanstrengungen der Wirtschaft nicht beeinträchtigt oder vernachlässigt werden,
- die staatlichen Maßnahmen nach § 14 AbfG zur Durchsetzung und Unterstützung der Abfallvermeidung nicht ausgeschlossen oder unterlaufen werden,
- Erzeugnisse, die nicht miterfaßt bzw. verwertet werden können (z. B. Verbundverpackungen), mit staatlichen Sanktionen bis hin zum Verbot belegt werden und
- Industrie und Verpackungswirtschaft sich in großem Umfang am Aufbau einer solchen Verwertungswirtschaft beteiligen und sowohl verwertungsgerechte Produkte entwickeln als auch den Absatz der Verwertungsprodukte garantieren.

862. Folgende Überlegungen verweisen auf mögliche Nachteile des Modells, denen entsprechend vorgebeugt werden müßte:

- Es besteht die Gefahr und die begründete Vermutung, daß sich die Privatwirtschaft die „Rosinen" heraussuchen und unattraktive Bereiche vernachlässigen wird.
- Die neu aufzubauende Sammlungs- und Verwertungslogistik würde mit Konzentrationsprozessen der Entsorgungswirtschaft verbunden sein und bewirken, daß in bestehende Vertragsbeziehungen zwischen Kommunen und Entsorgungsfirmen eingegriffen würde und so das Geflecht, das zwischen Kommunen und privaten Verwertungsbetrieben bereits besteht, in Gefahr gerät bzw. durch eine andere Infrastruktur ersetzt wird, deren Überlegenheit sich erst erweisen müßte.
- Das geplante System von Aufschlägen, die in Abhängigkeit von der Verwertungsgeeignetheit der einzelnen Stoffe und Produkte differenziert zu erheben sind, wäre kaum ohne einen erheblichen Rechen- und Verwaltungsaufwand zu realisieren, wodurch die Aufbringung der erforderlichen Mittel in Frage gestellt wäre bzw. zu weit höheren Aufschlägen führen müßte als im Modell angenommen.

4.5.3.2 Menge und Zusammensetzung des Hausmülls

863. Die Mengen und Zusammensetzung des Haus- und Sperrmülls wurden in zwei bundesweiten Hausmüllanalysen 1979/80 und 1983 bis 1985 von BARGHOORN et al. (1981 und 1986) ermittelt (Abschn. 3.2.1). Bei den in Tabelle 4.5.7 enthaltenen Daten für zusammen mit dem Hausmüll abgefahrenen sowie getrennt gesammelten Geschäftsmüll (hausmüllähnlicher Gewerbeabfall) handelt es sich lediglich um Schätzungen, die auf wenigen Untersuchungen basieren (JÄGER, 1984). Für 1983 bis 1985 liegen solche Schätzungen nicht vor. Abbildung 4.5.2 zeigt die Veränderung der Anteile im Hausmüll (Spalte 1 von Tab. 4.5.7) von 1983 bis 1985 gegenüber 1979/80, hier auch differenziert nach Stadt und Land. Bemerkenswerte Änderungen der Mengen und der Zusammensetzungen haben sich nicht ergeben. Den größten Anteil nimmt die vegetabilische Fraktion ein, von den trokkenen Wertstoffen bildet die Fraktion Papier und Pappe den größten Anteil.

864. Das verfügbare Wertstoffpotential ist außer von der gesamten Hausmüllmenge und dem jeweiligen Anteil des Wertstoffes im Hausmüll stark von der jeweiligen Regionalstruktur abhängig. SCHEFFOLD (1989) gibt die in Tabelle 4.5.8 aufgeführten Werte an, wobei aber nicht nach Behältergröße und einwohnerspezifisch zur Verfügung stehendem Behältervolumen differenziert wird.

Tabelle 4.5.7

Mengen und Zusammensetzung von Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen sowie Sperrmüll in der Bundesrepublik Deutschland nach der bundesweiten Hausmüllanalyse 1979/80, Spalte 1 und 4

	Müll aus Haushaltungen		Geschäftsmüll mit HM abgefahren		Getrennt gesammelter Geschäftsmüll		Sperrmüll		Gesamt	
	1000 t	Gew. %	1000 t	Gew. %	1000 t	Gew. %	1000 t	Gew. %	1000 t	Gew. %
Papier, Pappe, Papierverbundstoffe	3 000	20,0±0,65	1 520	40,0	800	20,0	671	30,5	6 000	24,0
Glas	1 740	11,6±0,35	76	2,0	80	2,0	90	4,1	2 000	8,0
Fe-Metalle, NE-Metalle	517 68	3,9±0,14	228	6,0	360	9,0	220	10,0	1 400	5,6
Kunststoffe, Textilien	921 219	7,6±0,14	456	12,0	400	10,0	198	9,0	2 200	8,8
Holz, Leder, Gummi, Knochen	345	2,3±0,17	570	15,0	600	15,0	660	30,0	2 220	8,8
Verbundmaterialien (Kleingeräte usw.)	120	0,8±0,1								
Organische Fraktion	6 345	42,3±2,1	760	20,0	480	12,0	266	12,1	7 850	31,5
Mineralische Stoffe, Feinmüll	435 1 290	11,5±1,05	190	5,0	1 280	32,0	95	4,3	3 330	13,3
Summe	15 000	100,0	3 800	100,0	4 000	100,0	2 200	100,0	25 000	100,0

Quelle: JÄGER et al., 1984

Zudem sind insbesondere aus dem Sperrmüll Gebrauchsgegenstände zu gewinnen, die gegebenenfalls nach einer Aufarbeitung wieder benutzt werden könnten. Typische Beispiele stellen Möbel, Elektrogeräte, Fahrräder, Öfen usw. dar. Eine Aufarbeitung kann durch beauftragte Werkstätten oder in Recyclinghöfen durchgeführt werden.

In letzter Zeit haben allerdings viele Kommunen die turnusmäßige Abfuhr aufgegeben und sind dazu übergegangen, die Sperrmüllabfuhr nur noch auf Abruf durchzuführen. Dies kann zweifellos Vorteile für die Organisation der Abfuhr bieten, verhindert aber weitgehend die vorherige Aussortierung von noch brauchbaren Gegenständen durch Altwarenhändler und die interessierte Bevölkerung. Eine Erhöhung der Erfassungsquote aus dem Sperrmüll läßt sich durch vorherige Absprache der Abfuhr mit Altstoffhändlern, Recyclinghöfen sowie Werkstätten erreichen, die Gegenstände aus dem Sperrmüll verwerten oder wiederaufarbeiten.

4.5.3.3 Altpapier

865. Papier und Pappe bilden nach Tabelle 4.5.7 mit ca. 24 % — entsprechend 6 Mio. t/a — den mengenmäßig größten Anteil der trockenen Wertstoffe im Hausmüll und den hausmüllähnlichen Abfällen. Besonders hoch liegt der Anteil im Geschäfts- sowie Sperrmüll, wobei hier Pappe überwiegt. Altpapier kann in folgenden Einsatzgebieten verwertet werden:

- Papier- und Pappeherstellung
- Herstellung von Spanplatten, Gipskartonplatten, Paletten, Wärmedämmaterial, Pflanzkübel unter Ausnutzung der Fasereigenschaften
- Hydrolyse; Vergärung zu Alkoholen, Proteinen, Glucose; Pyrolyse zur Ausnutzung der stofflichen Eigenschaften (Kap. 5.3)
- Zusatz zur Kompostierung, wenn schadstoffarm.

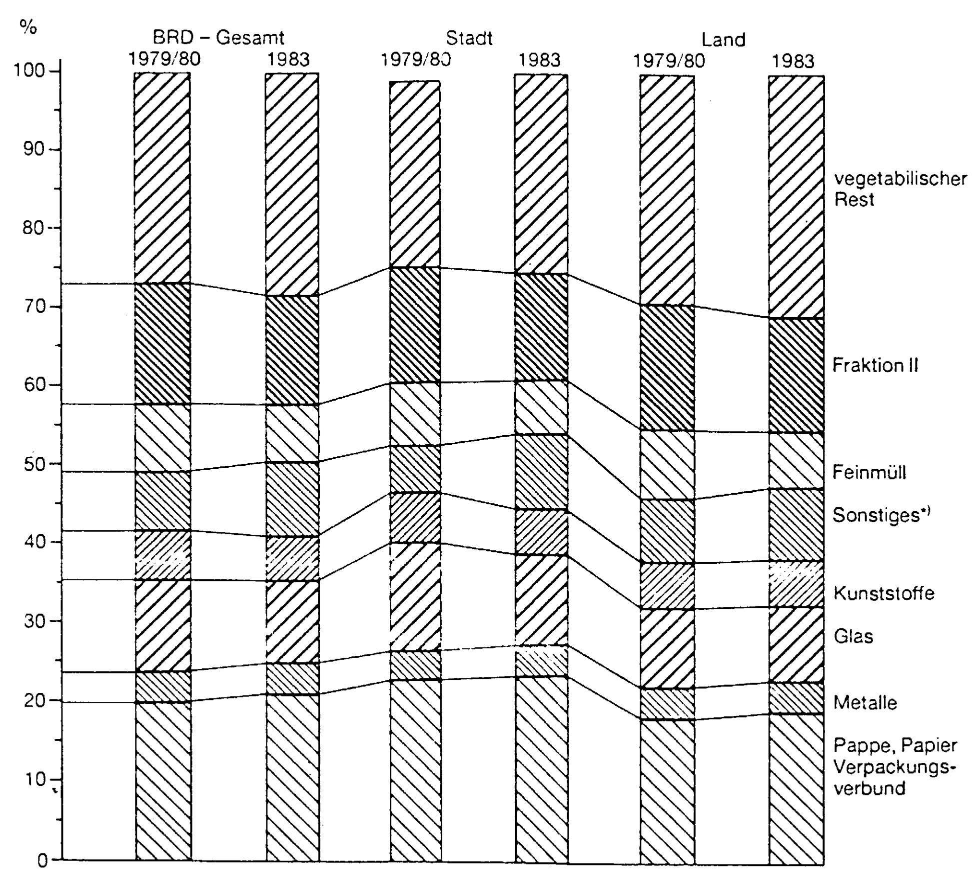
Die Verwendung bei der Papier- und Pappeherstellung macht ca. 90 % des gesamten Altpapiereinsatzes aus. Im Hinblick auf eine angestrebte Steigerung der Altpapiererfassungs- und -einsatzquote sind allerdings Anstrengungen notwendig, die anderen Einsatzmöglichkeiten, die insbesondere für Altpapier geringerer Qualität in Frage kommen, weiter auszubauen. Ein erhebliches Einsatzpotential von ca. 1 Mio. t/a ist nach KOCH et al. (1986) in der Spanplattenindustrie zu sehen.

Verwendung von Altpapier bei der Papier- und Pappeherstellung

866. Derzeit gelangen im Mittel ca. 33 % des Papiers aus Haushalten sowie ca. 70 % aus dem Handel zurück in den Produktionskreislauf. Tabelle 4.5.9 gibt

Abbildung 4.5.2

Stadt-Land-Vergleich der Hausmüllfraktionen zwischen 1979/80 und 1983—1985



Legende:
Feinmüll < 8 mm
Fraktion II 8—40 mm (überwiegend Vegetabilien)
*) Bekleidung, Mineralien, Materialverbund, Wegwerfwindeln, Problemabfälle
Quelle: SCHENKEL, 1985

Tabelle 4.5.8

Potential für Getrenntsammlung von Fraktionen des Hausmülls in Abhängigkeit von der Siedlungsstruktur

Regionalstruktur	Einwohner-dichte (E/qkm)	Potential für Getrenntsammlung							Gesamt-Hausmüll
		Papier	Glas	Metall	Kunst-stoff	Pflan-zen	Bio-müll	Summe	
		Alle Angaben in kg/Einwohner/Jahr							
Ballungsraum	2 000	60	50	15	15	20	50	210	250
Verdichtungsraum	1 000	55	40	15	15	25	70	220	280
Mittlere Dichte	500	50	35	15	15	30	90	235	310
Ländlicher Raum	150	45	30	15	10	35	160	295	370

Quelle: SCHEFFOLD, 1989

Tabelle 4.5.9

Liste der deutschen Altpapier-Standardsorten und ihrer Qualitäten

Die Altpapiersorten

Gruppe I: Untere Sorten

A 00 Original gemischtes Altpapier einschließlich Original-Sammelware aus Haushalten, keine Gewähr bezüglich Unrat und Ungehörigkeiten

B 12 Sortiertes gemischtes Altpapier höchstens 1 % Unrat

B 19 Kaufhausaltpapier gebrauchte Karton- und Papierverpackungen, mindestens 60 % aus Wellpappe, Rest Vollpappe und Packpapiere, höchstens 1 % Unrat und Ungehörigkeiten

B 42 Grau- und Mischpappen auch imitierte Lederpappe, ohne Strohpappe

C 02 Sortiertes gemischtes Druckerei- und Verlagsaltpapier

D 11 Schwerdruck Broschüren, Illustrierte, Lesezirkel, Bücher ohne harten Deckel, Magazine, Telefon-, Adreß- und Kursbücher, Kataloge

D 21 Illustrierte und dergleichen nicht nadel- und klammerfrei

D 29 Illustrierte und dergleichen nicht nadel- und klammerfrei, ohne Kleberücken

D 31 Zeitungen und Illustrierte mindestens 60 % Zeitungen

D 39 Zeitungen und Illustrierte mindestens 60 % Zeitungen, ohne Kleberücken

Gruppe II: Mittlere Sorten

E 11 Tageszeitungen, gemischt mit illustrierten Beilagen

E 12 Tageszeitungen, sortiert (einschl. Remittenden) frei von nachträglich zugefügten illustrierten Beilagen

F 12 Endlosformulare, h'haltig nach Farben sortiert färbende Selbstdurchschreibpapiere und Kohlepapiere zusammen höchstens 3 %

H 12 Kartonagen ohne Grau- und Mischpappen der Sorte B 42, nicht nadel- und klammerfrei, bedruckt und unbedruckt

J 11 Bunte Akten handlsübliche Korrespondenz, frei von harten Deckeln

Gruppe III: Bessere Sorten

K 12 Weiße Akten, gemischt h'haltig, h'frei, frei von Kassenblocks, Fahrscheinen und von mit wasserlöslichen Klebern geleimten Rücken

K 22 Weiße Akten, h'frei, sortiert, frei von Kohlepapieren und von mit wasserunlöslichen Klebern geleimten Rücken

K 51 Endlosformulare, h'frei, weiß, färbende Selbstdurchschreibepapiere und Kohlepapiere zusammen höchstens 3 %

K 59 Endlosformulare, h'frei, weiß, frei von färbenden Selbstdurchschreibepapieren, frei von Kohlepapieren

L 11 Hellbunte Späne, mehrfarbig

L 53 Briefumschläge, nach Farben sortiert

O 14 h'haltige weiße Späne mit leichtem Andruck

P 22 rein weiße Zeitungsrotationsabrisse, frei von Illu, frei von Rollenkernen

P 23 Reinweiße Illu-Rotationsabrisse, frei von Zeitungsrotation, frei von Rollenkernen

P 32 Reinweiße h'haltige Späne, frei von Rotationspapier

Q 14 h'freie weiße Späne mit leichtem Andruck

R 12 Reinweiße h'freie Späne, frei von gestrichenen Spänen

T 14 Chromersatzkarton mit leichtem Andruck oder unbedruckt weiß und farbig

U 31 Lochkarten, h'frei, mehrfarbig

U 33 Lochkarten, h'frei, naturfarbig (chamois)

Gruppe IV: Krafthaltige Sorten

V 11 Gebrauchte Kraftpapiersäcke, naßfest und nicht naßfest

W 12 Reines Kraftpapier, gebraucht (naturfarbig)

W 13 Reines Kraftpapier, neu (naturfarbig)

W 41 Original Wellpappe aus Wellpappenerzeugung und -verarbeitung

W 52 Gebrauchte Wellpappe II zwei Decken Kraft- oder Testliner

W 62 Gebrauchte Wellpappe I Decken aus Kraftliner, Welle aus Halbzellstoff oder Zellstoff

Papierfremde Bestandteile (Unrat) sind jegliches Fremdmaterial im Altpapier, das bei dessen Verarbeitung Schäden an den Maschinen oder Störungen während der Produktion verursachen kann, sowie Wertminderung im Fertigprodukt hervorruft.

Produktionsschädliche Papiere und Pappen (Ungehörigkeiten) sind alle Papier- und Pappensorten, die irgendwo so behandelt wurden, daß sie als Rohstoff für die Herstellung von Papier und Pappe ungeeignet sind.

Quelle: VDP/BVP, 1985

einen Überblick über die AltpapierStandardsorten und ihre Qualitäten.

Aufgrund der empfohlenen und in den letzten Jahren vermehrt erfolgenden Erfassung von Altpapier aus Haushalten besteht zur Zeit ein Überangebot an „unteren Sorten" (A 00, B 12). Erst durch eine Nachsortierung, die üblicherweise als Handsortierung durchgeführt werden muß, lassen sich höhere Qualitäten erzielen. Hierbei werden auch Verunreinigungen (papierfremde Stoffe sowie produktionsschädliche Papiere) aussortiert. Eine Verbesserung der Verwertungssituation läßt sich unter anderem durch den vermehrten Einsatz von gut ablösbaren Druckfarben, die im De-Inking-Verfahren entfernt werden können, erreichen (Tz. 842).

Hingegen läßt sich verunreinigtes Altpapier, das aus gemischtem Hausmüll oder Wertstoffgemischen in entsprechenden Sortieranlagen aussortiert wurde, nicht oder nur schwer verwerten. Daher sollte Altpapier in jedem Fall getrennt gesammelt werden.

867. Die zeitliche Entwicklung der Papierproduktion, des Altpapieraufkommens und -verbrauchs sowie der Altpapiereinsatzquote in der Bundesrepublik sind in Tabelle 4.5.10 wiedergegeben.

Nach Berechnungen von KOCH et al. (1986) wurden 1982 in den einzelnen Papiersorten die in Tabelle 4.5.11 aufgeführten Altpapiereinsatzquoten erzielt.

Insbesondere beim Zeitungsdruck, den graphischen Papieren sowie den Hygienepapieren sind Erhöhungen des Altpapiereinsatzes möglich, so daß der gesamte Altpapiereinsatz bei der Herstellung von Papier und Pappe von gegenwärtig ca. 43 % auf ca. 50 bis 55 % erhöht werden könnte. Voraussetzung hierfür ist

Tabelle 4.5.10

Zeitliche Entwicklung der Papierproduktion, des Altpapieraufkommens und -verbrauchs sowie der Altpapiereinsatzquote in der Bundesrepublik Deutschland

	Einheit	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Produktion	1 000 t	7 783	8 272	9 145	9 178	9 407	9 937	10 831	11 277*)
Altpapieraufkommen	1 000 t	3 420	3 585	4 120	4 371	4 560	4 746	5 452	5 623*)
AP-Ausfuhr	1 000 t	570	553	767	911	949	1 014	1 165	1 273*)
AP-Einfuhr	1 000 t	443	472	610	565	479	596	699	727*)
Altpapierverbrauch	1 000 t	3 289	3 492	3 989	3 991	4 084	4 316	4 965	5 081*)
AP-Einsatzquote	%	*42,3*	*42,2*	*43,6*	*43,5*	*43,4*	*43,4*	*45,8*	*45,1**)

*) geschätzt nach bvp, 1990

Quelle: SRU, nach Verband Deutscher Papierfabriken, 1989; Bundesverband Papierrohstoffe, 1988

Tabelle 4.5.11

Altpapiereinsatzmengen und -quoten nach Papiersorten der Neupapierproduktion 1982

Papiersorte (bei Neupapier)	Altpapiereinsatz	
	1000 t/a absolut	% Einsatzquote
Zeitungsdruck	250	*38*
übriges graphisches Papier	80	*3*
Wellpappenpapier	1 450	*103* *)
anderes Verpackungspapier	280	*58*
Kartonagen	940	*81*
Hygienepapiere	200	*37*
Spezialpapiere	90	*23*

*) 103% Wellpappeneinsatzquote ergibt 100% Produkt und 3% Abfall.

Quelle: KOCH et al., 1986

der vermehrte Einsatz von De-Inking-Anlagen. Durch die bereits sehr starke Minimierung des Papier-Flächengewichtes in einigen Bereichen sind allerdings insbesondere beim Zeitungsdruck aufgrund der hohen Druckgeschwindigkeiten und der damit ansteigenden Anforderungen an die Reißfestigkeit des Papiers dem Altpapiereinsatz Grenzen gesetzt.

868. Im Hinblick auf die spätere Verwertbarkeit sollten folgende Maßnahmen bei der Papierherstellung und -verwendung beachtet werden:

— Einsatz von Farben, die in De-Inking-Anlagen entfernt werden können

— Einsatz von wasserlöslichen Klebstoffen beim Binden

— Einsatz von flotationsfähigen Füll- und Glättstoffen

— faserschonende Druckmethoden.

Erlöse

869. Die Erlöse für Altpapier, die die Voraussetzung für eine erfolgreiche Verwertung darstellen, differieren stark je nach Altpapiersorte, wobei gemischtes Altpapier aus Haushalten stets die geringsten Erlöse erzielt und zudem bei Preisrückgängen die größten Einbußen hinnehmen muß. Weiterhin sind regionale Unterschiede sowie eine starke Abhängigkeit von den Schwankungen des Weltmarktpreises für Zellstoff zu verzeichnen. Die Abhängigkeit vom Weltmarktpreis für Zellstoff und daher vom Dollarkurs ist insofern unbefriedigend, als damit die Anstrengungen der Gebietskörperschaften und der Haushalte zur Getrenntsammlung von Altpapier zunichte gemacht werden können. Da eine Abkoppelung vom Dollarkurs nicht in Frage kommt, ist an ein Zumischungsgebot bei der Papierherstellung zu denken. Ein solches Zumischungsgebot einseitig in der Bundesrepublik zu erlassen, könnte jedoch als Handelshemmnis in der EG angesehen werden. Die Bundesregierung sollte daher darauf dringen, daß bei EG-Richtlinien, die sich auf die Verwertung beziehen, Umweltgesichtspunkten stärker als bisher Rechnung getragen wird, und sie sollte die Verabschiedung eines EG-weiten Zumischungsgebots anregen.

Umweltentlastungen

870. Eine Verringerung der Umweltbelastungen durch den Einsatz von Altpapier als Sekundärrohstoff ist vor allem in folgenden Bereichen gegeben:

— Schonung der Ressourcen (vor allem im Ausland bei speziell für die Zellstoffproduktion angepflanzten Wäldern)

— Verringerung der Wasserbelastung

— Verringerung der Luftbelastung

— Verringerung der Emissionen von Deponien und Abfallverbrennungsanlagen.

Tabelle 4.5.12 zeigt einen Vergleich der Abwasserbelastungen bei der Herstellung von Zellstoff, Papier aus Zellstoff sowie Papier aus Altpapier (KOCH et al.,

Tabelle 4.5.12

Vergleich der Abwasserbelastungen bei der Herstellung von Zellstoff und Papier

Papierrohstoff	Wasserbedarf Abwassermenge (m^3/t)	$BSB_{5/7}$ (kg/t)	$CSB_{5/7}$ (kg/t)	sonstige Inhaltsstoffe
Holzgewinnung	k. A.	3,13—18,8	9,7—28,2	Nitrate, Phosphate, aromatische Chlorverbindungen, HG 0,04—0,1 g/t
Zellstoffherstellung	21—84	9,3—19,4	37,9—80,0	
Sulfatzellstoff insgesamt [20]	22—85	12,4—38,2	47,6—108,2	
Sulfitzellstoff	150—250	30—120	40—300	giftige organische Chlorverbindungen
Holzschlifferzeugung	2	0,5—10	15—35	k. A.
Verarbeitung von Zellstoff zu Papier	10—20	1—5	6—10	k. A.
Verarbeitung von Altpapier zu Recyclingpapier	<1,8	0—7	0—15	k. A.
Verarbeitung von Altpapier in De-Inking-Anlagen	1—10	6—50	5—36	k. A.

Quelle: KOCH et al., 1986

1986). Im Vergleich zur Zellstoff- und Papierherstellung sind beim Altpapiereinsatz die Wassermengen und Abwasserbelastungen erheblich geringer. Wassermengen und Abwasserbelastungen bei der Produktion von Zellstoff und Papier lassen sich durch Kreislaufführung des Wassers sowie durch Abwassereindampfung und Konzentratverbrennung jedoch noch vermindern. Aus den Abgasen der Konzentratverbrennung des Sulfitverfahrens kann die Aufschlußchemikalie Schwefeldioxid in den Prozeß rückgeführt werden.

Bei der Herstellung der Papierrohstoffe Zellstoff und Holzschliff entstehen nach KOCH et al. (1986), je nach Herstellungsverfahren und Stoffrückführung, Luftemissionen in Höhe von 25—130 kg Schwefeldioxid, 0,3 kg Schwefelwasserstoff und 1,4 kg Staub pro Tonne Zellstoff, wobei nur die klassischen chemischen Holzaufschlußverfahren (Sulfat- und Sulfitverfahren) berücksichtigt wurden.

Diese Luftemissionen können bei Substitution durch Altpapier weitgehend vermieden werden. Hinzu kommen die durch Energieeinsparung beim Einsatz von Altpapier vermiedenen gasförmigen Emissionen. Über die gasförmigen Emissionen bei der Altpapierverarbeitung können keine Angaben gemacht werden.

In dem Maße, wie sich die neuen, abfallarmen Aufschlußtechniken für Holz (z. B. Acetosolv-, Organocell-Verfahren), die abwasserfrei, mit geringen luftseitigen Emissionen und darüber hinaus energiegünstiger arbeiten, in den Zellstoff-Erzeugerländern großtechnisch durchsetzen, werden sich die von KOCH et al. (1986) angegebenen Zahlenverhältnisse ändern (NIMZ, 1990). Die großtechnische Anwendung eines der genannten Verfahren steht in der Bundesrepublik kurz bevor.

Die Substitution von Zellstoff durch Altpapier vermindert entsprechend die zu deponierenden bzw. zu verbrennenden Papiermengen. Damit verringern sich auch die daraus entstehenden Emissionen aus Deponien (Deponiegas, Sickerwasser, Schwermetalle) und Abfallverbrennungsanlagen (vor allem CO_2, Staub, Schwermetalle).

4.5.3.4 Altglas

871. Altglas ist mit ca. 8% — nach Tabelle 4.5.7 ca. 2 Mio. t — die zweitgrößte Gruppe der trockenen Wertstoffe im Hausmüll und in hausmüllähnlichen Abfällen. Den Hauptanteil des Altglases nimmt das Behälterglas ein, Flachglas ist zu vernachlässigen.

Für das getrennt gesammelte Behälterglas aus Haushalten bestehen folgende Möglichkeiten der Verwertung:

- erneute Herstellung von Behälterglas
- Herstellung von Glaswolle
- Herstellung von Glaspulver und Glassand als Schleifmittel
- Verwendung von Altglas als Straßenbaumaterial (Splittersatz)
- Verwendung von Altglas in der Produktion von Kacheln und Fliesen.

Außer bei der Behälterglasherstellung sind die genannten Einsatzmöglichkeiten zur Zeit sehr begrenzt.

Tabelle 4.5.13

Entwicklung des Marktes für Behälterglas und Altglas in der Bundesrepublik Deutschland 1982—1988

	Einheit	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
Behälterglasabsatz (mit Export)	1000 t	2 708	2 722	2 817	2 958	3 130	3 172	3 251
Altglasverwertung	1000 t	750	832	883	1 050	1 140	1 249	1 303
AG-Einsatzquote	%	*27,7*	*30,6*	*31,3*	*35,5*	*36,4*	*39,4*	*40,1*

Quelle: THEILEN, 1990, nach Angaben des Bundesverbandes Glasindustrie, 1988 und 1989

Tabelle 4.5.13 enthält Daten zur Entwicklung des Marktes für Behälter- und Altglas in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1982 bis 1988.

872. Die Farbzusammensetzung des Altglases entspricht nicht derjenigen der Behälterglasproduktion. Ein Grund hierfür liegt in der unzureichenden farbgetrennten Erfassung bzw. Sortierung. So wurden 1985 lediglich 31 % der gesamten Produktion als Grünglas hergestellt, der Anteil am Altglasaufkommen lag aber bei 77 %; die entsprechenden Anteile des Weißglases lagen bei 47 % bzw. 17 %. Dieses Mißverhältnis führte ab 1986 immer wieder zu einem Überangebot an Grün- bzw. Mischglasscherben und damit zu Absatzproblemen und Preisverfall, während Weißglasscherben nach wie vor begehrt waren. Vor dem Wiedereinsatz des Altglases in der Behälterglasproduktion sind daher in der Regel Aufbereitungsanlagen erforderlich, die eine Farbsortierung vornehmen sowie Verunreinigungen entfernen. Neben der sehr aufwendigen Handsortierung erfolgt die Farbsortierung in neueren Anlagen über optoelektronische Farberkennungssysteme. Tabelle 4.5.14 zeigt die Ergebnisse einer Umfrage bei 19 altglasverarbeitenden Glashütten, in der unter anderem nach Qualitätsanforderungen in bezug auf Verunreinigungen und Farbreinheit gefragt wurde.

Tabelle 4.5.14

Qualitätsanforderungen an Altglas für den Einsatz bei der Behälterglasproduktion, Ergebnisse einer Umfrage bei 19 altglasverarbeitenden Glashütten

zulässige Verunreinigungen	zulässiger Gehalt
Papier und Kunststoff	10 — 1 000 g/t
magnetische Metalle	0 — 5 g/t
Leichtmetalle	5 — 250 g/t
Ton, Keramik etc.	20 — 200 g/t
gewünschte Farbreinheit	
grüne Scherben im Braunglas ..	2,00 — 10 %
grüne Scherben im Weißglas ...	0,05 — 5 %
braune Scherben im Weißglas ..	0,20 — 3 %
weiße Scherben im Braunglas ..	3,00 — 15 %
halbweiße Scherben im Weißglas	2 %

Quelle: THEILEN, 1990

Für das Wiedereinschmelzen in Behälterglashütten sind nur Scherben typischer Natron-Kalk-Kieselsäure-Gläser geeignet (FELLMERK und LUBISCH, 1987). Da die chemische Zusammensetzung aller in großen Mengen produzierten Hohlgläser ähnlich ist, sind geringfügige Änderungen der Zusammensetzung in der großen Scherbenmenge problemlos. Flachglasscherben dürfen allerdings wegen ihrer abweichenden Zusammensetzung nicht verwendet werden.

873. Zur Sicherung des Absatzes von Altglas ist dringend eine farbgetrennte Erfassung bei Bringsystemen (Depotcontainern) sowie die möglichst weitgehende Erhaltung von Ganzglas für die Handsortierung bei Holsystemen anzuraten (Tz. 841).

Die Qualität des Altglases kann zudem z. B. durch den Verzicht auf Metallfolien, die als Etiketten oder zur Verschönerung der Flasche dienen, sowie durch eine andere Ausführung des heute noch viel verwendeten Sprengringes, der nach Öffnung am Flaschenhals verbleibt, erreicht werden. Die diesem Sicherungsring zugesprochene Schutzfunktion vor einer Besiedelung mit Bakterien konnte nicht bestätigt werden (vgl. VDI-Richtlinie 2243, Entwurf vom Dezember 1984; Abschn. 4.4.2). Bei Vorhandensein einer Metallerfassung in der Glassortieranlage führen diese Störstoffe zu einer Erhöhung der Sortierrestmengen. Bereits kleine Metallteile, die nach der Aufbereitung am Glas verbleiben, können zu Schäden bei der Schmelze sowie im Glas führen und müssen daher soweit wie möglich vorher vermieden werden (VDI-Richtlinie 2243, Entwurf, 1984).

874. Die Preise für Altglas bestimmen sich letztlich nach den eingesparten Rohstoff- und Energiekosten. Im Gegensatz zu anderen Altstoffen unterliegen diese Preise nur geringen Schwankungen. Den Haupteinfluß haben die Energiekosten, die in erster Linie von dem Weltmarktpreis für Heizöl abhängig sind. Die für die Herstellung von Neuglas notwendigen Rohstoffe unterliegen relativ geringen Preisschwankungen, da es sich vor allem um einheimische Rohstoffe handelt. SCHEFFOLD (1989) gibt Preise von ca. 40 bis 65 DM/t für Buntglas sowie 75 bis 90 DM/t für Weißglas bei Anlieferung zur Aufbereitungsanlage an.

Tabelle 4.5.15

Umweltentlastung durch den Einsatz von 1 t Altglas bei der Behälterglasherstellung

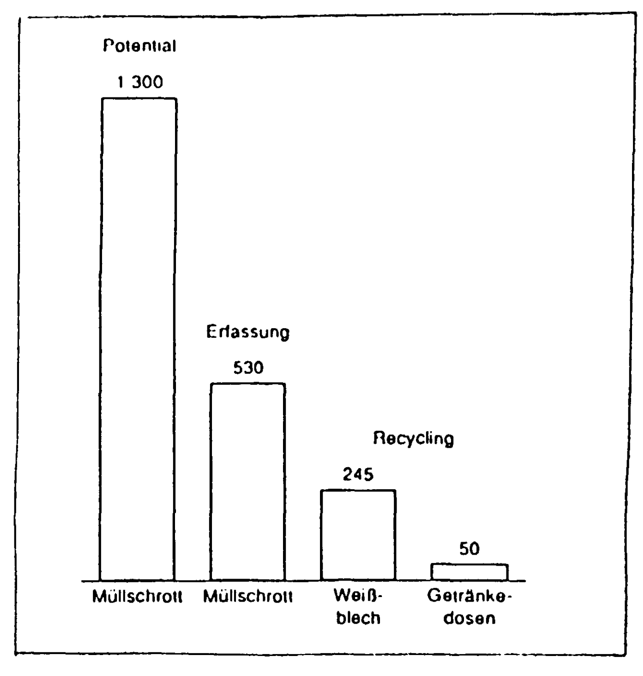
Umwelt-entlastung — Boden	a) Schonung von Ressourcen hierdurch weniger Eingriffe in die Natur — 0,72 t weniger Sand — 0,43 t weniger Dolomit und Kalkstein — 0,25 t weniger Salzabbau	b) weniger Flächenverbrauch und Umweltbelastung bei der Ablagerung von salzhaltigen Reststoffen — ca. 1,2 kg weniger salzhaltige Reststoffe — ca. 2,4 kg Steine und Ungebranntes
Umwelt-entlastung — Wasser	a) geringere Salzbelastung der Oberflächengewässer — 0,24 t weniger Salze ($NaCl$ und $CaCl_2$) — 0,030 t weniger Feststoffe im Abwasser	b) weniger Wasserbedarf — rund 11m³ Einsparung durch weniger Sodaproduktion
Umwelt-entlastung — Luft	a) geringere Emissionen, da weniger Soda-Produktion — ca 1,6 kg weniger SO_2-Emissionen/t Altglas (Heizöl bei Soda-Produktion) — 0,3 kg weniger Stickstoffoxyid (NO_x)-Emissionen/t Altglas (Heizöl bei Soda-Produktion)	b) geringere Emissionen bei der Glasbehälterherstellung, da weniger Brennstoff-Einsatz — ca. 0,5 kg weniger SO_2-Emissionen/t Altglas (50 % Heizöleinsatz) — ca. 3 kg weniger NO_x-Emissionen/t Altglas

Quelle: KOCH et al., 1986

Durch den Einsatz von Altglas bei der Behälterglasproduktion können nach Tabelle 4.5.15 beträchtliche Umweltentlastungen erzielt werden.

Abbildung 4.5.3

Müllschrottpotential und -verwertung bei Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen in 1 000 t/a



Quelle: nach OELSEN, 1989

4.5.3.5 Altmetalle

875. Nach Tabelle 4.5.7 sind bis ca. 6 Gew.—% des Hausmülls und der hausmüllähnlichen Abfälle Metalle. Diese setzen sich zu 85—90 % aus Eisenmetallen und 10—15 % aus Nichteisenmetallen zusammen. Der überwiegende Anteil der Eisenmetalle (ca. 90 %) resultiert aus Weißblechdosen.

Derzeit werden von ca. 1,3 Mio. t im Hausmüll und in hausmüllähnlichen Abfällen jährlich enthaltenen Eisenmetallschrotts ca. 530 000 t erfaßt (Abb. 4.5.3) und in der Stahlindustrie eingesetzt, was etwa 5 % der gesamten eingesetzten Altschrottmenge entspricht. Darunter befinden sich ca. 245 000 t aus Siedlungsabfällen wiedergewonnenen Weißblechs. Ihre Erfassung erfolgt vor allem in Müllverbrennungsanlagen, in denen alle ferromagnetischen Teile, in erster Linie Weißblechdosen, aus der Schlacke über Magnetabscheider abgetrennt werden, sowie in Kompostierungsanlagen für gemischten Hausmüll und in Sortieranlagen für gemischten Hausmüll oder Wertstoffgemische ebenfalls mit Hilfe der Magnetscheidung.

Die Erfassung von Nichteisenmetallen ist wegen der geringeren Mengen im Hausmüll von untergeordneter Bedeutung. Größere Bedeutung hat hingegen die Erfassung insbesondere von Aluminium und Kupfer aus Gewerbeabfällen.

Die Erlöse für aus dem Hausmüll erfaßte Altmetalle differieren stark nach Art des Metalls sowie dessen Reinheit. Die Weißblechindustrie nimmt regelmäßig Dosenschrott ab, ohne jedoch Garantiepreise zu geben. Die Erlöse für unaufbereiteten Dosenschrott

Tabelle 4.5.16

Umweltentlastung beim Ersatz von 1 t Hüttenaluminium durch 1 t Umschmelzaluminium

Umwelt-entlastung — Boden	a) Schonung von Ressourcen; 4 t Bauxit	b) weniger Eingriffe in die Landschaft durch Bauxitabbau	c) weniger Flächenverbrauch durch die Deponierung von Produktions-Reststoffen (— Rotschlamm); 2,3—2,7 t Rotschlamm	
Umwelt-entlastung — Wasser	weniger Abwasser (bei Abtrennung des Aluminiumhydroxids); 2—4 m³/t Hüttenaluminium			
Umwelt-entlastung — Luft	a) Geringere Fluor-emissionen	b) Geringere Staub-emissionen	c) Geringere SO_2-Emissionen	d) Geringere NO_x-Emissionen
Umschmelz-aluminium:	0,9 kg/t	2,7 kg/t	5,3 kg/t 16 kg/t [1]	ca. 4,4 kg/t 8,5 kg/t [1]
Hütten-aluminium:	1,3 kg/t	15 kg/t	10 kg/t [2] ca. 41,5 kg/t [3] ca. 50 kg/t [1]	1,4 kg/t 7,8 kg/t [3] 45 kg/t [1]
	—0,4 kg/t	—12,3 kg/t	—90 kg/t	—41,3 kg/t

[1]) Stromerzeugung
[2]) Prozeßbedingt
[3]) Schweröl

Quelle: KOCH et al., 1986

schwanken zwischen 10 und 80 DM/t (GALLENKEMPER und DOEDENS, 1988).

876. Neben dem eigentlichen „Landschaftsverbrauch" bei der Gewinnung von Eisenerz und Kohle fallen erhebliche Mengen Abraum an, der weitgehend deponiert werden muß. Die Hauptquellen der Umweltbelastung bei der Stahlherstellung sind gas- und staubförmige Emissionen (1 kg SO_2, 0,8 kg NO_x, 1 kg Staub, 20 g Schwefelwasserstoff pro t Roheisen und 950 kg CO_2 pro t Rohstahl) sowie Kühlwasser. Diese Emissionen können bei einer Substitution durch Schrott entsprechend verringert werden.

Bei den Nichteisenmetallen hat eine Verwertung des Aluminiums den größten umweltentlastenden Effekt. Tabelle 4.5.16 gibt einen Überblick über die jeweiligen Umweltentlastungen.

4.5.3.6 Altkunststoff

877. Nach Tabelle 4.5.7 sind im Hausmüll und in hausmüllähnlichen Abfällen 2,2 Mio. t Kunststoffabfälle und Textilien — entsprechend 8,8 Gew.-% der Abfallmenge — enthalten; nach Abzug der Textilien ergeben sich 2 Mio. t Kunststoffabfälle entsprechend 8 Gew.-%. Aufgrund des steigenden Verpackungsanteils ist mit einem steigenden Kunststoffanteil in diesen Abfällen zu rechnen.

Bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffen nimmt der Anteil der getrennt erfaßten Kunststoffe einen sehr geringen Teil ein. Nach EMMINGER (1984) entstammen aus 426 000 t jährlich in der Produktion wieder eingesetzten Kunststoffen ungefähr nur 1 % aus Abfällen der Haushalte:

- Produktionsrückstände aus der Kunststoffherstellung und -verarbeitung 200 000 t/a
- Abfälle aus der Kunststoffanwendung (Verschnitt von Profilen, Bahnen, Platten) 40 000 t/a
- Verpackungsfolien 150 000 t/a
- Landwirtschaftsfolien 10 000 t/a
- Flaschenkästen, Fässer, Transportkästen 20 000 t/a
- Kabelschrott, sonstiges 1 000 t/a
- Abfälle aus Haushaltungen <5 000 t/a.

Die Kunststoffe im Hausmüll setzen sich nach GALLENKEMPER und DOEDENS (1988) etwa wie folgt zusammen:

- Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP) ca. 60—65 %
- Polystyrol (PS) ca. 15—20 %
- Polyvinylchlorid (PVC) ca. 10—15 %
- sonstige Kunststoffe (Polyamid, Polyurethan, Polyethylenterephthalat, Polycarbonat, Fluorpolymere usw.) ca. 5—10 %.

878. Altkunststoffe können grundsätzlich auf zwei Wegen stofflich verwertet werden:

- Gewinnung von sortenreinen Granulaten für höherwertige Qualitäten; hierfür kommen nur sortenreine oder sortierte Kunststoffabfälle in Frage
- Herstellung von dickwandigen massiven Formteilen unter hoher Temperatur und hohem Druck;

hierfür kommen auch nur gering vorsortierte gemischte Kunststoffabfälle in Frage.

Gemischte Kunststoffabfälle können zur Zeit so gut wie nicht abgesetzt werden, da die Aufbereitungs- und Sortiertechnik bisher keine ausreichende Qualität zu liefern in der Lage war. Auch Verunreinigungen, wie z. B. nicht durch Wasser ablösbare Etiketten, verursachen erhebliche Probleme, die durch die Verwendung von wasserlöslichen Klebstoffen verringert werden könnten. Eine bei Coburg im Probebetrieb laufende hydromechanische Sortieranlage, die handvorsortierte Kunststoffabfälle mit Hilfe von Hydrozyklonen trennt, hat bisher noch Probleme mit der sortenreinen Trennung, die aber mit neuen Verfahrenstechniken verringert werden sollen. Das vermarktbare Zielprodukt ist das Polyethylen-Regranulat, das als Leichtfraktion entsteht. Ein wichtiges Ziel ist dabei die Abtrennung des PVC, weil verwendbare Regranulate nur aus PVC-freien Abfällen herzustellen sind (Abschn. 4.5.2.1). Die PVC- und Polystyrol-reiche Schwerfraktion muß gegenwärtig als Abfall auf Siedlungsabfalldeponien beseitigt werden (SCHRÖDER, 1990).

Aufgrund der technischen Probleme bei der Trennung und Aufbereitung von gemischten Kunststoffabfällen wird in jüngster Zeit verstärkt gefordert, Kunststoffe besser zu kennzeichnen sowie eine Beschränkung auf nur wenige, relativ leicht trennbare Kunststoffe vorzunehmen (Tz. 848).

879. Sortenreine Kunststoffabfälle fallen als Produktionsabfälle oder bei der gewerblichen Rückführung einzelner Produkte (z. B. Kunststoffgehäuse aus Altbatterien, Telefongehäuse, Flaschenkästen) an, dagegen in der Regel nicht im Hausmüll. Auch bei diesen sortenrein anfallenden Kunststoffabfällen ist nach Aufbereitung ein Qualitätsverlust zu verzeichnen, der sich aus der Abnahme des Molekulargewichtes ergibt.

Der Markt für Kunststoff-Rohstoffe ist in hohem Maße vom Weltmarktpreis des Erdöls abhängig. Detaillierte Preise für Kunststoffabfälle können nicht angegeben werden. EMMINGER und SCHÖNBORN (1988) geben Erfassungs- und Aufbereitungskosten von ca. 1,60 DM pro kg Regranulat aus sortenreinen Abfällen an. Hieraus ergibt sich, daß sich eine Verwertung im Rahmen der Regranulation ab einem Neukunstoffpreis von 1,60 DM/kg lohnt. Für die Herstellung von dickwandigen Produkten aus gemischten Abfällen, die ohne Regranulierung auskommen, werden Kosten von 0,90 bis 2,00 DM/kg angegeben.

880. Um den oben genannten Problemen zu begegnen und damit eine Verwertung von Altkunststoff zu ermöglichen, hat das Bundeskabinett am 17. Januar 1990 in Anwendung des § 14 Abs. 2 AbfG „Zielfestlegungen zur Vermeidung, Verringerung oder Verwertung von Abfällen von Verkaufsverpackungen aus Kunststoff für Nahrungs- und Genußmittel sowie Konsumgüter" beschlossen (Tz. 848f.). Verpackungen sollten grundsätzlich so gestaltet werden, daß sie wiederbefüllt werden können. Wenn die Voraussetzungen für eine Wiederbefüllung nicht vorliegen, sind Materialien einzusetzen, die einer umweltverträglichen stofflichen Verwertung zugeführt oder in Müllverbrennungsanlagen umweltverträglich beseitigt werden können. Dies schließt nach Ansicht des Rates die weitere Verwendung des Massenkunststoffes PVC im Verpackungsbereich aus (Tz. 848).

Selbst eine getrennte Erfassung von Kunststoffen aus dem Haus- und Gewerbemüll macht eine sehr weitgehende Nachsortierung erforderlich, die — als Handsortierung betrieben — durch die ursprünglich geplante Kennzeichnung wesentlich erleichtert wird.

Die Zielfestlegungen sollen der Wirtschaft Gelegenheit zu freiwilligen Lösungen bieten. Ob dies zum gewünschten Erfolg führen wird, ist angesichts bisheriger Erfahrungen im Verpackungsbereich fraglich. So ist die ursprünglich geplante Pflicht zur Kennzeichnung der Kunststoffarten im zweiten Entwurf der Verordnung über die Rücknahme und Verwertung von Verpackungen (AbfRückV) nicht mehr enthalten. Nach Einschätzung des Rates ist diese Entscheidung um so weniger nachvollziehbar, als damit einerseits die entscheidende Voraussetzung, die für die Realisierung des umweltpolitisch richtigen Zieles einer stofflichen Verwertung der Kunststoffabfälle aus Verpackungen notwendig ist, nicht geschaffen würde und andererseits die umweltpolitisch Verantwortlichen das von ihnen selbst in den genannten Zielfestlegungen formulierte Konzept in einem wichtigen Punkt ohne erkennbaren zwingenden Grund aufgeben würden. Die Absicht des Bundesumweltministers, nach Ablauf der in den Zielfestlegungen genannten Fristen entsprechende Rechtsverordnungen nach § 14 AbfG zu erlassen, sollte ohne Verzögerung und den ursprünglichen Intentionen — Unterstützung der stofflichen Verwertung — folgend in die Tat umgesetzt werden.

4.5.3.7 Textilien

881. Bei Alttextilien wird mit einem verwertbaren Aufkommen von 300 000 bis 400 000 t/a gerechnet, wovon nach GALLENKEMPER und DOEDENS (1988) 170 000 bis 220 000 t/a aus privaten Haushalten stammen sollen. Textilien werden bereits seit vielen Jahren vor allem von karitativen Organisationen gesammelt und einer Verwertung zugeführt. Tragbare Oberbekleidung wird zum einen direkt durch die karitativen Organisationen für humanitäre Zwecke genutzt, zum anderen an „second hand"-Läden verkauft. Nicht mehr benutzbare Textilien werden als Putzlappen oder -wolle verwertet. Ein geringer Anteil geht in die Pappeherstellung. Für „Original-Sammelware" können nach GALLENKEMPER und DOEDENS (1988) 400—600 DM/t erlöst werden.

4.5.3.8 Organische Fraktion

882. Nach Tabelle 4.5.7 beträgt der Anteil der nativ organischen Fraktion am Hausmüll und den hausmüllähnlichen Abfällen etwa 31,5%, entsprechend 7,85 Mio. t/a. Für die Verwertung dieser organischen Fraktion bestehen prinzipiell die zwei Möglichkeiten

— Kompostierung (aerob),

— Vergärung (anaerob) zur Gewinnung von Biogas und — bei Einhaltung der Toleranzgrenzen für Schadstoffbelastung — verwertbarem Humus,

die in Kapitel 5.2 detailliert beschrieben werden.

4.5.4 Bauschutt, Bodenaushub und Straßenaufbruch

883. Bauschutt, Bodenaushub und Straßenaufbruch sind weder Prozeß- noch Produktabfälle und werden daher gesondert behandelt.

Die im produzierenden Gewerbe — hauptsächlich im Baugewerbe — 1987 in Höhe von rd. 108 Mio. t angefallenen „Bauabfälle" umfaßten rd. 50 % — bei Abzug von ca. 65 Mio. t Bergematerial des Bergbaus sogar 72 % — der insgesamt zu entsorgenden 216 Mio. t Abfälle aus dem produzierenden Gewerbe. Die „Bauabfälle" setzten sich zu rd. 15 % aus Bauschutt, rd. 10 % Straßenaufbruch und rd. 75 % aus Bodenaushub zusammen (Abschn. 3.2.2.1). Zu den im Baubereich anfallenden Abfällen gehören neben den Materialien aus Gebäudeabbruch auch rd. 10 Mio. t Baustellenabfälle, bei denen es sich teilweise um Problemabfälle handelt. Auch der Bauschutt des Gebäudeabbruchs enthält zum Teil gefährliche Abfälle. Abbruchmaterial von Tankstellen, chemischen Werken usw. wird heute bereits durch die Aufbereiter des Bauschutts von der Annahme ausgeschlossen, um die Aufbereitung der anderen Baureststoffe nicht zu gefährden. Die Deponierung von Bauabfällen war bis 1983 nahezu kostenlos möglich; seit 1983 sind die Kosten für die Ablagerung von Abfällen des Baugewerbes ständig und sehr stark gestiegen, von 5,— DM/t 1983 auf einen mittleren Wert von 45,— DM/t im Jahre 1988.

884. Technisch bereitet die Aufbereitung und Verwertung von sortiertem Bauschutt und Straßenaufbruch keine Schwierigkeiten. Die entsprechenden Techniken sind bekannt und werden breit angewandt; ein Forschungsbedarf besteht nicht. Die Hindernisse einer umfassenden Verwertung dieser Abfälle sind logistischer Natur und nicht im Fehlen entsprechender Aufbereitungstechniken zu suchen (Tz. 887).

Die Aufbereiter können Baustellenabfälle, die in Containern auf Baustellen gesammelt werden, in der Regel nicht verwerten, da sie meist nicht ausreichend sortiert und mit schädlichen Materialien vermischt sind. Diese Abfälle enthalten neben Bauschutt auch Kunststoffe, asbesthaltige Materialien, Kabelabfälle, Lacke, Farben, Metallteile, darunter viele Buntmetalle. Baustellenabfälle bereiten daher auch bei der Deponierung Probleme.

4.5.4.1 Aufbereitung und Wiederverwendung

885. Nur etwa 5 % der insgesamt verwerteten „Bauabfälle" resultieren aus dem Bauschuttbereich, 95 % stammen aus den Bereichen Straßenaufbruch und Bodenaushub. Schätzungen der letzten Jahre nennen als Anteile der tatsächlichen Verwertung: 20 % bei Bauschutt, 70 % bei Straßenaufbruch, 45 % bei Bodenaushub. Diese Verwertungsraten könnten nach Schätzungen von Fachleuten bereits kurzfristig auf 40 bis 53 % bei Bauschutt, 77 bis 85 % bei Straßenaufbruch und 48 bis 50 % bei Bodenaushub erhöht werden (PIETRZENIUK, 1985). Die Ursache dafür, daß dieses technisch mögliche Verwertungspotential (HIERSCHE, 1989; HIERSCHE et al., 1987; OFFERMANN, 1988; THOMÉ-KOZMIENSKY und PIETRZENIUK, 1987; WILLKOMM, 1988) zur Zeit nicht genutzt wird, sind auch im logistischen Bereich zu suchen.

Die Bundesregierung hat Anfang 1990 Zielfestlegungen veröffentlicht, um das Verwertungspotential besser zu erschließen. Sie sehen vor, daß bis zum 31. Dezember 1991 60 % des anfallenden Bauschutts 70 % des Bodenaushubs, 90 % des Straßenaufbruchs sowie 40 % der Baustellenbodenabfälle verwertet werden. Zusätzlich soll durch eine Verordnung nach § 14 Abs. 2 AbfG die Ablagerung verwertbarer Bestandteile von Baustoffen aus Neubauten bereits vom 1. Januar 1991 an verboten werden (BMU, 1990 a).

886. Straßenaufbruch und Bauschutt können grundsätzlich zu Sekundärrohstoffen aufbereitet werden: der Straßenaufbruch zu Zuschlagstoffen für Neuasphalt, Materialien für Wegeunterbau, zu Betonzuschlagstoffen und zu Füllstoffen, der Bauschutt zu Materialien für Wegeunterbau, Betonzuschlagstoffen, Füllstoffen, Schrott und Abfallholz (WILLKOMM, 1988). Zwei große Gruppen der Anwendungsbereiche von verwertbaren Bauabfällen können unterschieden werden:

— Anwendungen mit niedrigen Qualitätsanforderungen, z. B. Lärmschutzwälle, Rekultivierung, Geländeerhöhungen, Straßen- und Wegeunterbau

— Anwendungen, in denen die gleichen Qualitätsanforderungen gestellt werden müssen wie an Primärmaterialien, z. B. Tragschichten im Straßenbau, Betonzuschlagstoffe oder Ziegel. Ordnungsgemäß aufbereiteter Bauschutt und Straßenaufbruch können in dieser Gruppe der Anwendungen als Substitut für mineralische Rohstoffe wie Sand, Kies, Kalk oder sonstige Naturstoffe eingesetzt werden.

887. Die Sekundärrohstoffe bzw. Sekundärprodukte liegen in scharfem Wettbewerb mit mineralischen Rohstoffen und Primärbaustoffen. Die Lücke zwischen tatsächlich erfolgter Verwertung und dem an sich realisierbaren Verwertungspotential ist einerseits dadurch zu erklären, daß in diesem Wettbewerb mit Strategien zur Diskriminierung von Sekundärprodukten gearbeitet wird, andererseits damit, daß der Anfall der Abfälle diskontinuierlich erfolgt und von den Aufbereitern nicht eingeplant werden kann. Die Kapazitäten der Aufbereiter reichten in einigen Regionen aus, um erheblich mehr Abfälle zu verwerten, wenn die Anlieferer in der Lage wären, durch logistische Verbesserungen entsprechende zusätzliche Mengen zu liefern. In anderen Regionen und Orten dagegen fehlen Aufbereitungsanlagen, so daß die an sich vorhandene Mehrnachfrage nach Sekundärbaustoffen durch den Baustoffhandel nicht befriedigt werden kann.

Grundsätzlich liegen günstige Voraussetzungen vor, die eine Aufbereitung der Abfälle des Baugewerbes rentabel machen müßten, weil einerseits die Rohstoffe in traditionellen Abbaugebieten bereits erschöpft sind oder in einigen Jahren erschöpft sein werden (Norddeutschland) und andererseits die Ersatzlagerstätten vergleichsweise weit entfernt sind (in Holland z. B.), so daß die Transportkosten dieser Primärrohstoffe einen bedeutenden Kostenfaktor darstellen. Diese für eine Steigerung der Verwertung günstigen Bedingungen werden verstärkt durch die Tendenz zu weiter steigenden Deponiegebühren für Abfälle des Baugewerbes. Natürlich kommen für eine Aufbereitung nur Abfallfraktionen in Frage, die keine Schadstoffe, wie insbesondere Asbest, bromhaltige Flammschutzmittel in Kunststoffen oder Holzschutzmittel, enthalten.

Die Preissignale sind jedoch falsch gesetzt, wenn die Deponiegebühren für eine Tonne Hausmüll etwa 120 DM betragen, während — was gegenwärtig noch verbreitet der Fall ist —, „eine Tonne besten Erdaushub oder eine Tonne Bauschutt kostenfrei oder nur mit einer äußerst geringen Gebühr auf derselben Hausmülldeponie abgelagert werden können" (HEIL und LAUFS, 1989). Auf diese Weise wird hochwertiges und knappes Deponievolumen für nicht notwendige Verwendungen vergeudet. Auch gesetzliche Maßnahmen müssen dazu beitragen, daß die Verwertung von Bodenaushub sowie die Sortierung, Aufbereitung und Verwertung von Bauschutt einen wirtschaftlichen Anreiz erhält.

888. Um das vorhandene, mengenmäßig bedeutende Abfallminderungspotential im Bereich des Straßenaufbruchs, Bodenaushubs und Bauschutts bereits kurzfristig nutzbar zu machen, schlägt der Rat eine Reihe von Maßnahmen vor:

- Die Einhaltung des Verwertungsgebots sollte bei öffentlichen Ausschreibungen von Abbrucharbeiten anläßlich großer Bauvorhaben oder Straßenerneuerungsmaßnahmen bundesweit eine Voraussetzung der Auftragserteilung sein und explizit in die Ausschreibung aufgenommen werden.
- Die für Baustellenabfälle zu zahlenden Preise sollten nach ihrem Sortierungsgrad gestaffelt sein, d. h., die derzeit nur vereinzelt geübte Praxis, nach der der Aufbereiter vom Anlieferer um so geringere Abnahmepreise fordert, je besser die Lieferungen sortiert sind, sollte in großem Maßstab eingeführt werden.
- Die Regelwerke des technischen Bauens, z. B. die DIN-Normen, berücksichtigen nur die Qualitätsmerkmale von Primärbaustoffen, d. h. von Materialien aus mineralischen Rohstoffen. Sie sollten alsbald um Qualitätsmerkmale für Sekundärprodukte erweitert werden, weil das Fehlen solcher Normen Unsicherheit für die Bauindustrie generell, insbesondere für die Aufbereiter, und damit gravierende Wettbewerbsnachteile für Verwertungsprodukte schafft. Das von der Baustoffverwertungswirtschaft geschaffene Gütezeichen RAL ist — als eine Selbstverpflichtung der aufbereitenden Firmen — nicht in der Lage, diese Lücke auszufüllen, weil es nur die Einhaltung bautechnischer Parameter, nicht die toxikologische Unbedenklichkeit zusichern kann (ROSENBERG, 1989).
- Die Materialwirtschaft sollte ihre Anstrengungen darauf richten, einen funktionierenden Materialkreislauf zu schaffen sowie Konstruktionen zu entwickeln, die den Einsatz von Primärprodukten auf einen unumgänglich notwendigen Bereich beschränken.
- Die für Bauschutt, insbesondere für die belastete Fraktion, vom Anlieferer zu zahlenden Preise sollten sich für solche Abfälle ermäßigen, deren Herkunft — Straße, Gebäude, Baujahr — der Anlieferer nachweisen kann. Dadurch könnten für den Aufbereiter die Risiken der Verunreinigung deutlich reduziert werden.
- Der Rat empfiehlt, dem Beispiel des Landes Hessen zu folgen und den Zuschlag für Maßnahmen der Straßenerneuerung, z. B. den Bau von Fernstraßen, nur dann zu erteilen, wenn das Unternehmen die vollständige Verwertung bzw. Wiederverwendung des Aufbruchs nachweist.
- Börsen für Mutterböden, die in der Lage sind, Angebot an und Nachfrage nach Mutterböden in einer Region zusammenzuführen, sollten eingerichtet werden. Die anläßlich des Flughafenausbaus in Frankfurt eingerichtete Börse für Mutterböden zeigt, wie eine solche Börse arbeiten kann.
- Aufbereitungsanlagen stellen gegenwärtig eine Grauzone dar, die von keiner Stelle kontrolliert wird. Unter abfallwirtschaftlichen Überlegungen scheint es geboten, diese Anlagen einer effektiven staatlichen Aufsicht zu unterwerfen.

889. Das Hessische Abfallwirtschafts- und Altlastengesetz in der Fassung vom 10. Juli 1989 ist wegweisend in seinen Bemühungen, die Verwertung von Bauschutt und Bodenaushub voranzutreiben und dadurch die zur Deponierung gelangenden Abfallmengen zu vermindern bzw. weitgehend zu vermeiden. Das Gesetz legt in § 3a fest, daß unbelasteter Bodenaushub nicht auf Deponien abgelagert werden darf, daß unbelasteter Bauschutt nicht auf Siedlungsabfalldeponien abgelagert werden darf und daß Zwischenlager mit befristeter Laufzeit, d. h. für eine Übergangszeit, einzurichten sind. Nach der in § 3a Abs. 4 dieses Gesetzes getroffenen Regelung dürfen in Zukunft nur noch diejenigen Anteile an Bodenaushub und Bauschutt auf Deponien abgelagert werden, „die für die Errichtung, den Betrieb und die Stillegung der Deponien benötigt werden". Der Rat regt an, ähnliche Vorschriften auch in den Abfallgesetzen der anderen Bundesländer zu verankern.

4.5.4.2 Belasteter Bauschutt

890. Fortschritte der Abfallvermeidung in dem Bereich des belasteten Bauschutts sind an eine getrennte Demontage anstelle des globalen Abbruchs gebunden, weil nur dadurch die Menge der abzulagernden von derjenigen der verwertbaren Abfälle getrennt werden kann. Das Bauhauptgewerbe, insbesondere die Abbruchunternehmen, haben eine derartige ge-

trennte Demontage („mit dem Schraubenzieher"), die vor allem die nach 1950 errichteten Gebäude betreffen würde, bisher als zu arbeitsintensiv und damit als zu teuer abgelehnt. Die Abfälle dieser Bauten sind — je nach den im einzelnen verwendeten Kabelisolierungen, Kunststoffen, Lacken usw. — mit Schadstoffen belastet, was bei ihrer Deponierung zu Problemen führen kann. Überdies ist davon auszugehen, daß ohne gegensteuernde staatliche Maßnahmen auch weiterhin „von Seiten der Entsorger in der Regel gemischter Containerschutt (Baustellenabfall) als Bauschutt deklariert und unkontrolliert entsorgt wird" (ZORN, 1990).

Um die hieraus entstehenden Gefahren zu reduzieren und Anreize für eine verstärkte Verwertung dieser Abfälle zu geben, empfiehlt der Rat,

- die Deponiegebühren für belasteten Bauschutt empfindlich zu erhöhen, bis auf ein Niveau, das die Folgekosten einer versäumten Demontage — z. B. erforderliche Vorsorgemaßnahmen gegen Grundwasserkontaminationen durch Mineralstoffdeponien — berücksichtigt. Das würde die Abbruchkosten verteuern und die Abbruchfirmen zu Maßnahmen der Preisüberwälzung zwingen, bis der Punkt erreicht ist, an dem die angestrebte getrennte Demontage kostengünstiger ist als die Entrichtung der auf einer Vollkosten-Rechnung basierenden Deponiegebühren (Abschn. 2.4.4.2);
- alternativ hierzu als scharfes ordnungsrechtliches Instrument die Deponieverweigerung für Bauabbruchmaterial einzuführen, das nicht mittels „Feinsteuerung" demontiert und vorsortiert wurde;
- Forschungsvorhaben zu unterstützen, in denen Erkenntnisse über die Möglichkeiten der Abtrennung von schadstoffhaltigen Fraktionen aus dem Komplex der Bauabfälle gewonnen werden.

891. Weiterführend ist nach Einschätzung des Rates auch der im Zuge der Neuordnung der Bauabfallentsorgung im norddeutschen Raum seit 1986 verfolgte Ansatz der Gründung von freiwilligen Gütegemeinschaften zur Eigen- und Fremdüberwachung der Transporte und Behandlungsanlagen, der von einem Hamburger Umweltberatungsbüro entwickelt wurde. Seine Vorteile liegen in einer engen und transparenten Kooperation zwischen den betroffenen Unternehmen der Entsorgungswirtschaft und den jeweiligen Kommunen (ZORN, 1990). Dieser Ansatz könnte modellhaften Charakter für die zukünftige Entwicklung der Bauabfallentsorgung auch in anderen Regionen und Bundesländern haben, sobald nachgewiesen ist, daß die Einbeziehung der Transportfirmen sowie die Prüftätigkeit flächendeckend erfolgen kann.

4.6 Instrumente zur stärkeren Durchsetzung der Vermeidung und Verwertung

4.6.1 Typologie der Instrumente

892. Die der Umweltpolitik zur Verfügung stehenden rechtlichen und wirtschaftlichen Instrumente sind daraufhin zu prüfen, ob und inwieweit sie — unter Berücksichtigung gegebener oder möglicher angenommener Restriktionen — geeignet sind, zur Erreichung der Ziele einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft durch Änderung sowohl von Entscheidungen als auch von Einstellungen und Verhaltensweisen der Unternehmen und Haushalte beizutragen. Die Frage ist nun, welche umweltpolitischen Instrumente besser, welche schlechter geeignet sind, sowohl eine Verminderung des Aufkommens schadstoffhaltiger Abfälle in relevantem Umfang als auch eine Verminderung der Abfallmengen insgesamt zu induzieren, d. h., die dafür notwendigen Verhaltensänderungen anzustoßen oder den Prozeß ihrer Herausbildung zu unterstützen. Geeignetheit und Leistungsfähigkeit eines Instruments müssen im Hinblick auf seine verhaltensregulierende Kraft beurteilt werden.

Diese Beurteilungsaufgabe steht vor nicht zufriedenstellend gelösten methodischen Problemen, so vor allem der Frage der kausalen Zuordnung, d. h. der Möglichkeit, konkrete Veränderungen oder Entwicklungen mit bestimmten Instrumenten eindeutig — und vor allem auch meßbar — als durch diese gelenkt oder beeinflußt zu verknüpfen. „Denn die Ursachenfaktoren kollektiven Verhaltens, auf dessen Beeinflussung politische Instrumente abzielen, sind so vielgestaltig, daß sich der genaue Beitrag eines einzelnen Instruments zu den umwelterheblichen Entscheidungen empirisch nie genau ermitteln läßt" (HARTKOPF und BOHNE, 1983). In der Fachdiskussion wird als Ausweg der Weg der sekundären Effektivitäts- und Effizienzabschätzung gewählt, ein Verfahren, mit dem über die Prüfung von Sekundärfaktoren und unter Verwendung von Plausibilitätskriterien die theoretisch unterstellten Beziehungen eines Instruments zu einer bestimmten Entwicklung auf indirektem Wege abgeschätzt und beurteilt werden.

893. Die rechtspolitische Stellung des Ziels Vermeidung ist nach geltendem Recht trotz des relativen Vorrangs, der ihm in Ausformung des Vorsorgeprinzips in einzelnen Regelungen des Abfallgesetzes und des Bundes-Immissionsschutzgesetzes eingeräumt wird, insgesamt gesehen eher schwach (Tz. 187, 214 ff.). Daher lastet ein um so größerer Druck auf den einzelnen Instrumenten, entsprechende Vermeidungsaktivitäten zu initiieren und zu unterstützen. Für die Frage ihrer Geeignetheit, d. h. der Optimierungskriterien (SPRENGER, 1984), folgt daraus, daß sie nicht im Hinblick auf den optimalen instrumentellen Vollzug einer vom Gesetzgeber präzise vorgegebenen Vermeidungsstrategie zu überprüfen sind, sondern umgekehrt darauf, inwieweit sie Fähigkeiten und dynamische Kraft entwickeln, um gerade das Fehlen einer solchen Strategie zu kompensieren. Im Vordergrund der Bewertung muß daher die Anreiz- und Lenkungsfunktion der einzelnen Instrumente stehen.

894. Die zur Steuerung von Menge und Schadstoffgehalt des Abfallaufkommens verfügbaren Instrumente lassen sich als solche der direkten oder indirekten Verhaltenssteuerung typisieren:

- Instrumente der direkten Verhaltensregulierung sind ordnungsrechtliche Regelungen und Maßnahmen, z. B.: die in der TA Abfall enthaltenen oder die sich aus § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG ergebenden Regelungen und Maßnahmen oder auch diejenigen des § 14 Abs. 1 AbfG (Kennzeichnungspflicht, Vermischungsverbot bzw. Pflicht zur getrennten Entsorgung, Rücknahme- und Pfandpflicht, Verwendungsverbote und -einschränkungen); Rechtsverordnungen, die im Rahmen des § 14 Abs. 2 AbfG erlassen werden; Satzungen der öffentlichen Körperschaften.
- Instrumente der indirekten Verhaltensregulierung sind: die Zielfestlegungen der Bundesregierung im Rahmen des § 14 Abs. 2 AbfG (indikative Verhaltenssteuerung), weil sie Selbstverpflichtungen und freiwillige Maßnahmen der beteiligten Kreise herbeiführen; einige sich aus Rechtsverordnungen nach § 14 Abs. 1 und Abs. 2 AbfG ergebenden Pflichten insofern, als sie das Kaufverhalten beeinflussen (Kennzeichnungs-, Rücknahme und Pfandpflichten, Pflicht zur Errichtung von Mehrwegsystemen, insbesondere bei Verpackungen und Behältnissen); ökonomische Anreizinstrumente, insbesondere Abgabenregelungen, Finanzhilfen und Maßnahmen zur Beeinflussung der Beseitigungskosten; Haftungsregeln; Information und Beratung; Gebührenordnungen der öffentlichen Körperschaften; Zusagen von Industrie und Handel.

895. Die Instrumente präventiver Strategien entziehen sich in vielen Fällen einer eindeutigen, konsistenten Zuordnung in dem eben dargestellten Sinn, da sie häufig sowohl Elemente einer direkten wie Elemente einer indirekten Verhaltenssteuerung aufweisen. Insofern können sie als Instrumente neuen Typs bezeichnet werden, vor allem dann, wenn sie auf „proaktives" Handeln der Unternehmen setzen (FÜLGRAFF und REICHE, 1990). Zwar ist das Instrumentarium präventiver Strategien gegenwärtig noch nicht ausreichend entwickelt, aber das mögliche Angebot ist umfangreicher, als man bei neuen Instrumenten vermuten könnte (Abschn. 4.6.5).

896. Bei der Bewertung einzelner Instrumente, sei es allein, sei es in ihrem Zusammenwirken, sind die folgenden Überlegungen anzustellen:

- Bei abfallwirtschaftlichen Fragen geht es im Bereich der Industrie in der Regel um synergistische Effekte der Produktion; sie sind daher ohne Blick

auf produktionsseitige Vorgänge nicht sinnvoll zu erfassen und instrumentell umzusetzen.

— Neu eingeführte Instrumente „erhalten zumeist den Charakter von Ergänzungsinstrumenten" (DIERKES und HANSMEYER, 1985), da ihre Wirkung und ihr Wirkungsverlauf nicht nur von ihnen selbst, sondern stark vom Zusammenwirken mit den im jeweiligen Bereich bereits realisierten Maßnahmen abhängt.

— Die Wahl der Instrumente hängt neben dem jeweils angestrebten Ziel auch von der Frist ab, innerhalb derer es erreicht werden soll. Verbote und Auflagen wirken, im Gegensatz zu Abgaben, beispielsweise schon nachhaltig in kurzer Frist. Immer dort, wo es auf längerfristige Veränderungen ankommt, können dagegen umweltpolitische Lenkungsabgaben sinnvoll sein, da ihr ökonomischer Anreizmechanismus zwar nicht sofort und durchschlagend, dafür aber stetig wirkt.

— Bei Vorliegen besonders gefährlicher oder schädlicher Stoffe und Produkte sind ökonomische Anreizinstrumente allein grundsätzlich nicht geeignet, die angestrebten Ziele zu erreichen.

— Ein Instrument ist um so besser geeignet, je stärker seine Fähigkeit ist, erwünschte Substitutionsprozesse auszulösen.

— Für die Beurteilung eines abfallpolitischen Instruments sind nicht nur seine umweltpolitische Wirkung, sondern auch seine ökonomische Effizienz entscheidend, d. h. die gesamtwirtschaftlichen Kosten, die für die Zielerreichung aufgewendet werden müssen. Sie sind aufzuwiegen gegen den Nutzen innovationsfördernder Potentiale (ENDRES, 1985), die eine umweltverträgliche Abfallwirtschaft hervorbringen kann und gegen die Vorteile, die in einer neuen Kultur der industriellen Produktion — vor allem mit Blick auf die Konstruktion von Produkten — und in einer Änderung der Verhaltensweisen, einem Wandel der Mentalitäten in bezug auf den Umgang mit Produkten zu sehen sind (Abschn. 4.3.2).

— Da eine quantitative vergleichende Abschätzung einzelner Instrumente in der Regel nicht möglich ist, stehen „eher qualitative Indikatoren im Vordergrund" (SPRENGER, 1984), d. h. die bereits genannte Prüfung der Sekundärfaktoren.

— Empirische Studien über die Wirkung einzelner Instrumente in anderen Ländern können hilfreich sein, jedoch sind die Möglichkeiten, ihre Ergebnisse auf die Bundesrepublik zu übertragen, durch strukturelle Ungleichheiten begrenzt.

— Aus methodischer Sicht ist auf eine klare Trennung von modelltheoretischer und realitätsbezogener Betrachtungsweise zu achten, wenn einzelne Instrumente im Hinblick auf ihre Eignung zur Lösung bestimmter Probleme verglichen werden. Beispielsweise ist es „nicht zulässig, die Vorzüge einer idealen Abgabenlösung mit zieladäquatem Abgabensatz mit den Schwächen praktizierter Auflagenlösungen ohne ausreichenden Vollzug zu vergleichen" (SPRENGER, 1984).

— Eine Beurteilung von Instrumenten kann nicht unabhängig von der Frage erfolgen, ob die zu ihrer Realisierung erforderlichen technischen, organistorischen und administrativen Voraussetzungen vorliegen. Beispielsweise hängt die Wirkung eines Instruments auch davon ab, ob eine entsprechende administrative Infrastruktur — vor allem das Qualifikationsniveau und die wünschenswerte Einstellung des Personals der Vollzugsbehörden — bereits in dem erforderlichen Umfang entwickelt sind.

897. Im Hinblick auf die jeweils einzuschlagende Strategie der abfallpolitischen Problemlösung und die ihr entsprechenden Instrumente ist es angebracht, zwischen der Minderung bereits bestehender und erkannter Belastungen oder Entsorgungsschwierigkeiten einerseits und der Vorbeugung möglicher, durch künftige Produktionsprozesse und Produkte entstehender Belastungen und Entsorgungsschwierigkeiten andererseits zu unterscheiden. Im ersten Fall wird die Umweltpolitik reagierend tätig, zu einem Zeitpunkt, in dem die zugrunde liegenden produktionsseitigen Vorgänge bereits abgeschlossen sind, im zweiten Fall dagegen präventiv mit der Möglichkeit, direkt oder indirekt, schärfer oder weicher, in die Entwicklung von Produkten und die Planung von Prozessen einzugreifen (Abschn. 4.6.5).

898. Sowohl bei wirtschaftspolitischen als auch bei umweltpolitischen Instrumenten müssen die durch den EG-Binnenmarkt entstehenden Bedingungen um so stärker berücksichtigt werden, je näher der Termin 1. Januar 1993 rückt. Bei einzelnen der im folgenden diskutierten und vorgeschlagenen Instrumente ist es durchaus möglich, daß die unter abfallwirtschaftlichen Gesichtspunkten erwünschten und notwendigen Kostensteigerungen zu Wettbewerbsnachteilen gegenüber Konkurrenten aus anderen EG-Staaten führen können, insbesondere soweit dort noch niedrigere Standards der Beseitigung gelten. Dies wird insbesondere dann der Fall sein, wenn diese Instrumente erst 1993 oder später wirksam werden. Die Umweltpolitik hätte ihr Augenmerk vor allem auch darauf zu legen, daß die in Frage kommenden Instrumente möglichst schnell greifen, damit der Industrie danach genügend Zeit für die im Hinblick auf den EG-Binnenmarkt erforderlichen Anpassungsprozesse bleibt. Je früher die Umstellungen durchgeführt werden, um so weniger hat sie nach 1993 von diesen Instrumenten Wettbewerbsnachteile zu erwarten. Es ist im Gegenteil nicht unwahrscheinlich, daß die betroffenen Unternehmen dann sogar Vorteile aus den entsprechenden frühzeitigen Anpassungsvorgängen ziehen werden (HANSMEYER und SCHNEIDER, 1989). Denn vieles spricht dafür, daß die unter abfallwirtschaftlichen Gesichtspunkten überlegene Technik sich auch über kurz oder lang im internationalen Wettbewerb als überlegen durchsetzen wird, weil die Abfallprobleme allen Industrieländern gleichermaßen gestellt sind und es nur eine Frage der Zeit ist, wann sich das einzelne Land mit Nachdruck der Aufgabe der Vermeidung und Verwertung von Abfällen annehmen muß.

In einer Dokumentation des BDI vom Oktober 1988 heißt es, daß „die durch Wachstum ausgelöste Moder-

nisierung der bundesdeutschen Industriestruktur und die erhöhte Qualität deutscher Produkte wichtiges Rüstzeug für die neuen Herausforderungen des Gemeinsamen Marktes" darstellen (BDI, 1988b). Das könnte für die um die Eigenschaften der Verwertungsfähigkeit und der umweltverträglichen Entsorgung erweiterten Produktqualität gleichermaßen gelten.

4.6.2 Ordnungsrechtliche Instrumente

899. Exekutive und Vollzugsbehörden können Unternehmen und Haushalte, die die von ihnen produzierten Abfälle beseitigen (lassen) wollen, nur unter genau definierten Bedingungen direkt zur Vermeidung oder Verwertung dieser Abfälle zwingen (zu § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG siehe Abschn. 2.2.7).

Zwar verpflichtet § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG den Betreiber einer genehmigungsbedürftigen Anlage dazu, daß „Reststoffe vermieden werden, es sei denn, sie werden ordnungsgemäß und schadlos verwertet", doch besteht das Problem darin, daß es keinen generellen Stand der Technik bei der Abfallvermeidung gibt (Abschn. 4.4.3) und daß die zuständigen Behörden vielfach noch keine ausreichenden Kenntnisse reststoffarmer Produktionstechnologien sowie der Verwertungsmöglichkeiten inner- und außerhalb der Betriebsstätten besitzen. Auch wären vielfältige, komplexe Abwägungen erforderlich — vergleichbar denjenigen der Lastpakete und der Produktlinienanalyse (Abschn. 4.1.3 und Abschn. 4.6.5) —, um entsprechende Standards der Vermeidung oder der Verwertung für Unternehmen verbindlich und gerichtlich nachprüfbar festzulegen. Schließlich ist auch nicht gesichert, daß Einzelfallinterventionen im Sinn des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG überhaupt zu einem gesamtgesellschaftlichen Optimum führen.

900. In der Regelung der Formen der Beseitigung sind die direkten staatlichen Einflußmöglichkeiten noch geringer. Indirekt können dagegen Exekutive und Vollzugsbehörden eingreifen, indem sie die Standards der Beseitigung anheben, z. B. die Qualität, in der der Abfall von dem Beseitiger angenommen wird (Pflicht zur Vorbehandlung der Abfälle), oder die Anforderungen, die an Abfallverbrennungsanlagen und Deponien zu stellen sind, umfassend und technisch anspruchsvoll definieren. Auf Seiten der Abfallverursacher bedeutet das Kostensteigerungen, die bei den betroffenen Unternehmen zu Gewinneinbußen führen, wenn Überwälzungsmöglichkeiten nicht oder nur zu einem Teil gegeben sind. Orientiert sich das Unternehmen am ökonomischen Kalkül, wird es ab einer bestimmten Höhe der Kostensteigerungen nach kostengünstigeren Substitutionsprozessen suchen und Vermeidungs- bzw. Verwertungsstrategien nach einer kostenorientierten Abschätzung als Alternativen in Erwägung ziehen. Hierin liegt der angestrebte Effekt dieser ordnungsrechtlichen Instrumente, der zwar nicht zwangsläufig eintreten muß, jedoch als plausibel angesehen werden kann (Kap. 2.4). „Wir wissen mittlerweile, daß die Abfallmengen abhängig vom Niveau der Beseitigungspreise sind" (SCHENKEL, 1988b). Allerdings lassen sich die Ausmaße des angestrebten Effektes im Hinblick auf einzelne Unternehmen, Branchen und Industriezweige im voraus nur schwer quantitativ abschätzen, da nicht bekannt ist, wie die einzelnen Unternehmen selbst längerfristig ihre Kosten-Erlös-Relationen beurteilen.

Hohe Standards der Beseitigung sind zweifellos geeignet, bei den Unternehmen Maßnahmen zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen auszulösen. Sie stellen jedoch nur eine notwendige, nicht schon eine hinreichende Bedingung dafür dar, daß Unternehmen Vermeidungs- oder Verwertungsmaßnahmen ergreifen. Ein Nachteil dieser Instrumente kann darin liegen, daß bei stark steigenden Vermeidungs-, Verwertungs- bzw. Beseitigungskosten die Versuchung für das einzelne Unternehmen wächst, sich als „Schwarzfahrer" zu verhalten und nach illegalen, kostengünstigen oder kostenlosen Wegen der Beseitigung zu suchen. Die Gefahr, daß dieses Verhalten um sich greift, ist um so größer, je geringer die Wahrscheinlichkeit ist, dabei entdeckt zu werden, und je weniger die drohenden Sanktionen von den betreffenden Unternehmen als „schmerzhaft" angesehen werden. Eine weitere, die Ziele einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft konterkarierende Möglichkeit, die durch hohe Standards verursachten Kostensteigerungen zu vermeiden, besteht für die Betriebe im Export der Abfälle als „Wirtschaftsgut", wie es beispielsweise mit kontaminiertem Altöl oder mit CKW-Rückständen geschehen ist. Der Anreiz ist groß, „diesen Kosten durch Vermischung, Wegspülen, Export oder andere umweltbelastende Methoden auszuweichen und die Abfälle umweltschädlich zu behandeln" (SCHENKEL, 1989b).

901. Die klassischen ordnungsrechtlichen Instrumente wie Auflagen, Ge- und Verbote und nachträgliche Anordnungen haben ohne Zweifel auch im Bereich der Abfallvermeidung und -verwertung ihren Platz. Auch in diesem Bereich trennen sie die zulässigen von den unzulässigen Umweltnutzungen. Vor ihrer Anwendung muß das verfassungsrechtlich geforderte Verhältnismäßigkeitsprinzip beachtet werden, was voraussetzt, daß unter anderem die wirtschaftlichen Folgewirkungen und die Existenz von Ersatzstoffen geprüft wurden (UBA, 1985). Werden diese Instrumente aber angewandt — zu denken ist hier etwa an ein Verwendungsverbot von PCB, von FCKW-haltigen Produkten, von wegwerfbaren Ölfiltern usw. —, so ist ihnen eine hohe Wirkung sicher, vorausgesetzt, diese Auflagen werden eingehalten und überwacht. Es muß jedoch in jedem Einzelfall im voraus abgeschätzt werden können, ob die bei der Substitution möglicherweise gewählten Ersatzstoffe wirklich geringere Umweltgefahren mit sich bringen (Abschn. 4.1.3; FELDHAUS, 1989).

Das Gebot einer konkreten Substitution ist dagegen rechtlich nicht möglich. Es ist auch fraglich, ob es sinnvoll und in einer Marktwirtschaft systemkonform wäre. Ein Verbot kann demgegenüber „eine ordnungsrechtlich notwendige Rahmenbedingung sein, auf die die Unternehmen mit geänderten Herstellungsverfahren oder Produktangeboten bzw. Preisänderungen reagieren" (UBA, 1985). Man überläßt so die Suche nach Alternativen dem Markt. Bereits die Ankündigung eines Verbots oder einer sonstigen Be-

schränkung kann, wie das Beispiel Asbest zeigt, zu Absprachen und weitreichenden Substitutionsprozessen führen.

Verbote sind zweifellos das härteste umweltpolitische Instrument. Der Normgeber zieht hier gleichsam die Notbremse. Das wird in manchen Fällen das einzig angemessene Vorgehen sein, gegebenenfalls auch dann, wenn kein gleichwertiges Substitutionsprodukt zur Verfügung steht. Die politischen Entscheidungsträger haben aber abzuwägen, ob nicht innerhalb des breiten Spektrums ordnungsrechtlicher und anderer Instrumente „weicheren" der Vorzug gegeben werden kann. Das wird von der Bewertung des Einzelfalls abhängen.

902. Ein schwächeres ordnungsrechtliches Instrument als Verbote stellen Auflagen dar, die im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens erteilt wurden. Auflagen sind in der Regel anlagen- oder betriebsbezogen, d. h., der jeweilige Genehmigungsbescheid orientiert sich in seinen Schritten an den technischen Bedingungen der einzelnen Anlage bzw. des einzelnen Betriebs.

Vorstellbar sind aber auch globale Auflagen — z. B. Verminderungsauflagen — für einzelne Betriebe oder sämtliche Unternehmen einer Branche. Beispielsweise könnte die Auflage lauten, konkret spezifizierte Abfälle in einem Zeitraum linear um 10% zu senken. Den Unternehmen stünde es dann frei, unter den möglichen betrieblichen Maßnahmen die ihnen geeignet erscheinenden kostengünstigsten auszuwählen.

In einem zu entwickelnden zukünftigen Instrumentarium könnten Auflagen auch so gestaltet werden, daß sie zu einer Berücksichtigung von abfallwirtschaftlichen Gesichtspunkten bereits bei der Produktentwicklung und Verfahrensplanung führen (Abschn. 4.6.5).

Einer innovativen Umweltpolitik steht eine Reihe neuer, bisher nicht erprobter „weicher" ordnungsrechtlicher Instrumente zur Verfügung. Bei der Prüfung, ob ihr Einsatz geboten und verhältnismäßig ist, sind immer auch die Implikationen solcher Instrumente für das Ordnungsgefüge einer Marktwirtschaft zu bedenken, insbesondere die Frage, ob durch sie erwünschte Produkt- und Verfahrensinnovationen angestoßen oder gar in einem unvertretbaren Ausmaße gestört würden.

903. In den Bereich ordnungsrechtlicher Instrumente fallen auch Rechtsverordnungen im Rahmen des § 14 Abs. 2 AbfG sowie Maßnahmen im Wege der Rechtsverordnung, zu denen die Bundesregierung gemäß § 14 Abs. 1 AbfG ermächtigt ist: Kennzeichnungspflicht, Pflicht zur getrennten Sammlung, Verwertung, Beseitigung, Rücknahme- und Pfandpflicht, Verwendungsverbote und -einschränkungen (Abschn. 2.2.6.1). Bemerkenswert ist, daß die Bundesregierung dadurch erstmals die Möglichkeit erhält, „. . . abfallrechtliche Maßnahmen bereits im Produktbereich vorzuschreiben, bevor derartige Produkte nach Ge- oder Verbrauch zu Abfall werden" (Bericht der Bundesregierung, 1987).

904. Bei der Beurteilung ordnungsrechtlicher Instrumente ist im Hinblick auf ihre verhaltensregulierende Wirkung eine wichtige Einschränkung zu machen, die in Darstellungen zur Umweltökonomie und -politik hervorgehoben wird (GÄFGEN, 1986): Bei der Umsetzung umweltpolitischer Vorhaben muß beachtet werden, daß auch mit dem besten ordnungsrechtlichen Instrumentarium wirkungsvolle Erfolge bei der Vermeidung oder Verwertung von Abfällen gegen den Widerstand der beteiligten Kreise (Produzenten, Handel, Verbraucher) nicht oder nur sehr schwer zu erreichen sind; vor allem dann nicht, wenn der entschiedene politische Wille der Regierung hierzu fehlt oder nur schwach vertreten wird. In besonderem Maße gilt das für den Bereich der Haushaltsabfälle. Ohne eine Änderung der Einstellungen und Verhaltensweisen der Bevölkerung (Abschn. 4.3.2) greifen ordnungsrechtliche Maßnahmen in diesem Bereich nicht.

Aus der Tatsache, daß der Wirkung von harten ordnungsrechtlichen Instrumenten Grenzen gesetzt sind, ist jedoch nicht der Schluß zu ziehen, daß man sich allein auf die weicheren Instrumente verlassen dürfte. Vielmehr ist das ordnungsrechtliche Instrumentarium dort, wo es unerläßlich ist, mit den entsprechenden Sanktionen zu bewehren. Wenn die Einhaltung von Vorschriften, von Ver- und Geboten, nicht kontrolliert wird und Übertretungen nicht geahndet werden, haben diese Instrumente nicht die gewünschte Wirkung. Ordnungsrechtliche Maßnahmen erfordern immer auch eine effektive Überwachung ihres Vollzugs.

4.6.3 Ökonomische Instrumente

4.6.3.1 Abgaben

4.6.3.1.1 Zur Systematik von Abgaben

905. Ökonomische Instrumente sind innerhalb des gegebenen Untersuchungsrahmens in erster Linie danach zu bewerten, ob sie die genannte Anreizfunktion erfüllen. So sollte bei Abgaben das Kriterium der Finanzierungsleistung dieser Instrumente nicht im Vordergrund stehen und ihre Allokationseffizienz — das Kriterium der ökonomischen Effizienz — ist zwar grundsätzlich von großer Relevanz, weil die Entscheidung für das Verursacherprinzip „eine reine Effizienz-Entscheidung zur Verringerung gesamtwirtschaftlicher Kosten der Umweltpolitik" (HANSMEYER und SCHNEIDER, 1989) darstellt. Im Falle von kritisch bzw. alarmierend eingeschätzten Umweltbelastungen ist dieses Kriterium jedoch nur von nachgeordneter Bedeutung (SPRENGER, 1984).

Nach geltendem Recht werden zur Zeit, mit Ausnahme der 1988 durch eine Rechtsverordnung eingeführten Pfanderhebung auf Kunststoffflaschen, keine abfallwirtschaftlich begründeten Abgaben (wie z. B. Grundstoffsteuern, Produktabgaben oder Deponieabgaben) erhoben. Diese Instrumente können nur durch Gesetz oder Rechtsverordnung begründet werden.

Nach finanzwissenschaftlich-abgabenrechtlicher Systematik lassen sich für umweltpolitische Zwecke erhobene Abgaben in Steuern, Gebühren, Beiträge und Sonderabgaben einteilen (EWRINGMANN und

SCHAFHAUSEN, 1985). Während der Steuerpflichtige keinen Anspruch auf eine Gegenleistung hat und das Aufkommen der Steuer in den allgemeinen Staatshaushalt fließt, werden Gebühren für im Einzelnen zurechenbare öffentliche Leistungen entrichtet. Mittels Beiträgen werden Investitionskosten, die von staatlicher Seite vorgeschossen wurden, auf diejenigen Personen umgelegt, die davon einen Nutzen haben. Bei Sonderabgaben, dem für die Beeinflussung und Herstellung wirtschaftlichen Verhaltens in bezug auf umweltpolitische Ziele derzeit in der Bundesrepublik wichtigsten Instrument, stehen Lenkungsabsichten im Vordergrund. Sonderabgaben werden zweckgebunden erhoben und in Sonderbudgets verwaltet; sie sind inzwischen verfassungsrechtlich gut umschrieben (BVerfG Bd. 55, S. 274ff.; SRU, 1989, Tz. 731).

Der entscheidende Unterschied zwischen einer Sonderabgabe und einer Steuer, z. B. auf Verpackungen oder Behältnisse, liegt in der Zweckbindung der Sonderabgabe, während das Aufkommen der Steuer in den allgemeinen Staatshaushalt fließen würde. Das Mittelaufkommen einer Sonderabgabe könnte für folgende Zwecke verwendet werden: zur Unterstützung des Aufbaus eines Marktes für Sekundärrohstoffe, zur Förderung von innovativen Entwicklungen der Vermeidungs- oder Verwertungstechniken oder zur Subventionierung für Investitionen, die über die Erfüllung gesetzlicher Auflagen hinausgehen (EWRINGMANN und van MARK, 1990).

906. Nach ihrer jeweiligen Bemessungsgrundlage können Umweltabgaben, unabhängig von ihrem finanzwissenschaftlich-abgabenrechtlichen Typus, Emissionsabgaben, Inputabgaben, Verfahrensabgaben oder Produktabgaben sein (EWRINGMANN und SCHAFHAUSEN, 1985; KLEMMER, 1984).

Diese Systematik kann entsprechend auf die Abfallwirtschaft angewendet werden. Ausgehend vom Rohstoff, über die Produktion, den Ge- und Verbrauch der Produkte bis zur Entsorgung als Abfall können die in der Abfallwirtschaft einsetzbaren Abgaben systematisch eingeteilt werden in: Inputabgaben — z. B. Grundstoffsteuern (Abschn. 4.6.3.1.2) —, Verfahrensabgaben — z. B. auf das Amalgamverfahren, um andere Verfahren zu begünstigen (Abschn. 4.5.2.5.2) oder auf die Chlorbleiche von Papier (Abschn. 4.5.2.8.1) —, Produktabgaben — z. B. Pfänder auf Verpackungen und Batterien oder in Form eines Beseitigungskostenzuschlags auf den Produktpreis (Abschn. 4.6.3.1.3.1, 4.5.2.5.2 und 4.6.3.1.3.2) —, Abgaben, die zu einer zusätzlichen Erhöhung der Beseitigungskosten in Form eines Aufschlags auf die laufenden Kosten der Abfallbeseitigung führen, z. B. Deponieabgaben (Abschn. 2.4.4.2).

907. Der Rat teilt zwar die Einschätzung, daß ein ökonomisches Anreizsystem als ausschließliches Instrumentarium der Umweltpolitik in der Bundesrepublik nur schwer vorstellbar wäre. Das bedeutet aber nicht, daß Gesetzgeber und Exekutive keinen Spielraum in der Instrumentierung der Umweltpolitik hätten. Der Rat hat in seinem Umweltgutachten 1987 „bedauert, daß die praktische Umweltpolitik stärker ökonomisch ausgerichteten Instrumenten vergleichsweise wenig Gewicht beigemessen hat" und der Bundesregierung empfohlen, „bei der Realisierung ihrer Umweltpolitik künftig stärker als bisher den Einsatz ökonomischer und flexibler Instrumente zu erwägen" (SRU, 1987, Tz. 24* und Tz. 176).

908. Dabei kann es hilfreich sein, Herkunft und Motive möglicher Widerstände rechtzeitig zu analysieren und diese auf ihre Schlüssigkeit hin zu überprüfen. Manche dieser Widerstände stellen geradezu eine zusätzliche Begründung für den Einsatz der genannten Instrumente im Sinne einer flankierenden Politik dar. So wird z. B. in der wissenschaftlichen Fachliteratur die Auffassung vertreten, daß „die Mißachtung der von den Ökonomen vorgeschlagenen Instrumente nicht zufällig, sondern gut erklärbar ist. Der Hauptgrund für den Widerstand gegen anreizorientierte Instrumente ist — paradoxerweise — gerade deren starke Wirksamkeit . . . Firmen ziehen in der Regel direkte staatliche Auflagen vor, weil sie deren konkrete Ausgestaltung mit den staatlichen Behörden aushandeln können. In diesem Prozeß haben die Firmen einige Vorteile, weil sie über einen Informationsvorsprung verfügen, den sie zu ihren Gunsten ausnutzen können . . ." (FREY, 1985).

909. Marktwirtschaftlich wirkende Anreizinstrumente können allerdings auch die Schwäche haben, daß sie, wenn der kurzfristige ökonomische Vorteil gesucht wird, eher die Wahl von Reinigungstechnologien begünstigen als Änderungen der Produktionstechnologie, die zu einer Vermeidung bzw. Absenkung der „Rohemissionen" — definiert als Summe aus abgegebenen Emissionen und den in nachgeschalteten Reinigungseinrichtungen aufgefangenen Schadstoffen bzw. Rückständen — führen (HANSMEYER und SCHNEIDER, 1989). Das zeigen beispielsweise die Erfahrungen mit der Abwasserabgabe in der Bundesrepublik. Auf diesem Wege werden Schadstoffe zwar von einem Medium in ein anderes verlagert und unter Umständen auch angereichert, ohne jedoch die Gesamtmenge der Rohemission zu vermindern.

Bei Abgaben, die mit abfallwirtschaftlicher Lenkungsabsicht als umweltpolitische Instrumente eingesetzt werden, sollten solche Effekte ausgeschlossen werden. Vor jeder Entscheidung über den Einsatz einer abfallwirtschaftlich begründeten Abgabe muß gefragt werden, ob durch sie nicht die Emissionsmengen in anderen Medien erhöht werden. Das handlungsleitende Interesse der Umweltpolitik sollte sein, Abgaben so zu konzipieren, daß sie jeweils die bestmögliche Umweltoption anzuregen in der Lage sind.

4.6.3.1.2 Inputabgaben

910. Inputabgaben sind Steuern auf spezielle sächliche Produktionsfaktoren, in der Regel auf ausgewählte Grundstoffe. Der Übergang von Produkt- zu Inputabgaben kann fließend sein, wie die Beispiele der Besteuerung von Heizöl oder von Kraftstoffen belegen (EWRINGMANN und SCHAFHAUSEN, 1985). Grundstoffsteuern stellen den vorherrschenden Typ der Inputabgaben dar. Kämen sie zum Einsatz, würden bundesweit Steuern auf bestimmte umweltschädliche Einsatzfaktoren in der Produktion erhoben, beispielsweise auf Chlor, Rohöl, Benzol, Schwermetalle.

Das historische Vorbild der jüngsten Zeit bildet der US-Superfund, dessen zentrale Finanzierungsquelle die Besteuerung von Grundstoffen der chemischen Industrie ist.

Grundstoffsteuern haben grundsätzlich eine Finanzierungs- und eine Allokationsfunktion. Während das Finanzvolumen, das über diese Steuer erzielt werden kann, unbestritten sehr hoch ist, sind Zweifel an der allokativen Leistung dieses Instruments angebracht. Generell gilt, daß „bei Steuern der fiskalische Zweck [dominiert], und wenn sie mit einem Allokationszweck aus der Taufe gehoben wurden, so geht dieser schnell verloren" (SIEBERT, 1982).

911. Die umweltpolitische Wirkung insbesondere von Grundstoffsteuern, ihre Kraft, allokative Effekte in Form von erwünschten Substitutionsprozessen auszulösen, ist vor allem von den jeweiligen Markteffekten dieser Steuern abhängig d. h., von der Frage, ob und inwieweit eine Überwälzung dieser Abgaben erfolgt. Findet eine Überwälzung nicht statt, „so ist dies meist ein Zeichen dafür, daß bei den Verwendern Substitutionsprozesse stattgefunden haben. Das umweltpolitisch ungünstigste Ergebnis signalisiert eine volle Überwälzung auf die Endverbraucher ..." (EWRINGMANN und SCHAFHAUSEN, 1985). Angesichts der Markt- und Preissetzungsmacht, über die z. B. die chemische Industrie in der Bundesrepublik verfügt, ist nicht anzunehmen, daß die Chemieunternehmen die Chancen der Preisüberwälzung auf den Endverbraucher nicht weitgehend nutzen könnten. Damit ginge jedoch die abfallpolitisch angestrebte Wirkung entsprechend zurück.

Hinzu kommt, daß Grundstoffsteuern nur dann die gewünschten Substitutionsprozesse in vollem Umfang auslösen könnten, wenn eine möglichst umfassende Besteuerung aller Inputfaktoren nach ihrem Schadstoffpotential bzw. ihrer Entsorgungsrelevanz erfolgte. Würden dagegen nur einzelne ausgewählte Faktoren besteuert, so wäre nicht auszuschließen, daß die Unternehmen auf nicht besteuerte Grundstoffe ähnlicher, womöglich größerer Schädlichkeit ausweichen würden. Die Besteuerung aller Grundstoffe nach dem Grade ihrer Entsorgungsrelevanz stellte jedoch — abgesehen von dem Tatbestand der „Überregelung" — ein so umfangreiches, schwieriges und zeitaufwendiges Programm dar, daß seine Realisierungschancen als äußerst gering anzusehen wären.

4.6.3.1.3 Produktabgaben

4.6.3.1.3.1 Zur Diskussion um Verpackungsteuer, Verpackungsabgabe und Pfanderhebung

912. Abfallwirtschaftliche Produktabgaben versprechen eine effektive Steuerungsleistung mit Blick auf die Reduzierung produktspezifischer Schadstoffe oder problematischer Massenabfälle (z. B. PVC-haltige Verpackungen) und sind insoweit wichtig, wie dies Vorrang hat vor der Mengensteuerung unproblematischer Massenabfälle. Sie zielen darauf ab, Hersteller und Handel und indirekt oder direkt auch Konsumenten zu einem Verzicht auf schadstoffhaltige Produkte, bestimmte Verpackungen und Behältnisse usw. zu veranlassen. Verpackungsteuer und Verpackungsabgabe stellen Anwendungsfälle der Produktabgabe dar. Im Gegensatz dazu war die bis 31. Dezember 1989 erhobene Altölabgabe zwar auch eine Produktabgabe; sie hatte jedoch in erster Linie eine Finanzierungs- und nicht eine Lenkungsfunktion.

Unter Verwendung des Konzepts der drei Lebensphasen eines Produkts — Fertigung, Ge- und Verbrauch, Abfall — wurde verschiedentlich versucht, die Umweltwirkungen einer Produktabgabe, die sogenannte Umweltentlastungsinzidenz, modelltheoretisch abzuschätzen. „Der umweltpolitisch erwünschte Effekt hängt ... ausschließlich von den Überwälzungsstrategien und -erfolgen sowie von den Elastizitäten auf dem betreffenden Markt ab" (HANSMEYER und SCHNEIDER, 1989). Weil der Verlauf der Abgabenüberwälzung ungeklärt, d. h., keiner der möglichen Reaktionsverläufe als dominant zu bezeichnen ist — weder die Überwälzung auf den Konsumenten, noch die Rückwälzung auf Zulieferer, noch die Schrägwälzung bei Mehrproduktunternehmen im Wege der Mischkalkulation oder das Tragen durch den ursprünglich Belasteten —, läßt sich der zeitliche Verlauf der intendierten Anpassungsprozesse in den ersten beiden Lebensphasen weder exakt beurteilen noch der Tendenz nach abschätzen (KLEMMER, 1984). Eine Vielzahl von Reaktionsverläufen ist möglich; sie sind alle gleich plausibel. Die Inzidenzgarantie ist somit gering. Ökologische Wirksamkeit und ökonomische Effizienz von Produktabgaben „sind daher insgesamt als gering einzuschätzen" (EWRINGMANN und SCHAFHAUSEN, 1985).

Diese Unsicherheiten bzw. Schwierigkeiten der Abschätzung gehen in der dritten Phase deutlich zurück. Die meisten Vorschläge zur Anwendung von Produktabgaben konzentrieren sich daher auf den Einsatzbereich Abfallwirtschaft, das heißt — bezogen auf das Produkt — auf die Endphase seines Lebenslaufs. Ihr vorrangiges Ziel ist es, „dort das Kuppelprodukt ‚Abfallmaterial' in seinem mengenmäßigen Anfall zu reduzieren und/oder die Rückführung verwertbarer Produktreste in den ökonomischen Güterkreislauf zu induzieren. Letzteres geschieht in der Regel über das Instrument der rückzahlbaren Umweltabgabe (etwa in Form eines Pfands). Im Mittelpunkt der Vorschläge stehen die Papier-, Glas-, Kunststoff- und Metallabfälle der privaten Haushalte" (KLEMMER, 1984). Vorwiegend handelt es sich dabei um Behältnisse und Verpackungen; gedacht ist aber auch an Batterien oder an Autowracks und Autoreifen, wobei auf ausländische Erfahrungen Bezug genommen wird (EWRINGMANN und SCHAFHAUSEN, 1985).

Eine rückzahlbare Abgabe in Form eines Pfandes beruht zwar hinsichtlich ihrer Wirkungsfunktion und den unterstellten verhaltenssteuernden Mechanismen auf denselben Überlegungen wie eine typische umweltpolitische Lenkungsabgabe, ist aber dennoch nicht mit ihr gleichzusetzen. Denn „im Gegensatz zu einer Abgabenlösung wird beim Zwangspfand keine Zahlungspflicht gegenüber der öffentlichen Hand begründet" (EWRINGMANN, 1986). Abgabentechnisch ist die Produktabgabe relativ einfach beim Erzeuger zu erheben. In dieser „Erhebungsbilligkeit" liegt zweifellos ein wesentlicher Vorteil einer derartigen

Produktbesteuerung (Arbeitsgruppe der UMK, 1985; KLEMMER, 1984), der aber nur gesichert werden kann, wenn zur „Erhebungsbilligkeit" die „Entrichtungsbilligkeit" (NEUMARK, 1970) hinzutritt.

913. Im Hinblick auf die Bewertung der Leistungsfähigkeit von Produktabgaben im Abfallbereich, insbesondere von Verpackungsteuern und Verpackungsabgaben, sind folgende Ansätze denkbar:

- der Vorschlag einer rückzahlbaren Produktabgabe, nicht als Pfand (WICKE, 1977)
- der Vorschlag einer nicht rückzahlbaren Produktabgabe, z. B. in Form einer Verpackungsteuer bzw. Verpackungsabgabe (Arbeitsgruppe der UMK, 1985)
- der Vorschlag einer rückzahlbaren Produktabgabe in Form eines Pfands (§ 14 Abs. 2 AbfG).

Die Beurteilung der Vorschläge steht und fällt mit der Antwort auf die Frage, ob mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden kann, daß die unter Vermeidungs- und Verwertungsgesichtspunkten erwünschte Überwälzung der Abgabe bzw. Steuer auf den Endverbraucher auch tatsächlich erfolgt, weil nur dann die angestrebten Substitutions- und Rückgabeeffekte ausgelöst werden können (EWRINGMANN, 1986).

914. Im erstgenannten Vorschlag einer rückzahlbaren Produktabgabe (nicht als Pfand) werden die zu spezifizierenden Verpackungen oder Verpackungsmaterialien und Behältnisse mit einer Umweltabgabe belegt. Sie wird von den Herstellern der prospektiven Abfallmaterialien an einen speziellen Umweltfonds überwiesen und auf die Käufer überwälzt, da „die Ab-, Rück- und/oder Schrägwälzung kaum möglich ist" (KLEMMER, 1984). Bringen die Käufer diese Kuppelprodukte in den ökonomischen Kreislauf zurück, bieten sie also diese Produktreste auf einem dafür speziell eingerichteten bzw. spontan entstandenen Markt für Sekundärrohstoffe an, erhalten sie die Abgabe zurück. Die Finanzierung der Rückzahlung ist durch die Fondseinnahmen gesichert. Auf die Rücknahme der Produkte beim einzelnen verkaufenden Händler kann verzichtet werden. Diese Regelung kann natürlich nur dann wirken, wenn die Käufer über die auf den einzelnen Produkten lastenden Abgaben ausreichend informiert sind.

915. Der Grundgedanke einer Verpackungsteuer besteht dagegen darin, Einwegverpackungen zu verteuern, um dadurch die Nachfrage auf die in Mehrwegverpackungen abgefüllten Getränke zu lenken. Als Folge einer richtig dosierten Verpackungsteuer und unter Antizipation bzw. Beobachtung der genannten Nachfrageverschiebung unterliegt der Getränkeabfüller bzw. -anbieter einem ökonomischen Anreiz, Einwegverpackungen durch Mehrwegverpackungen zu ersetzen. Dieser Anreiz kann sich nur mittelbar auf dem Wege einer möglichst proportionalen Überwälzung der Abgabenbelastung vom Hersteller der Verpackungen über Getränkeabfüller und Einzelhandel auf den Endverbraucher auswirken. In diesen Reaktionsverlauf sind somit drei Stationen der Überwälzung eingebaut. In Märkten mit vergleichsweise einfachen Strukturen ist dieser Ablauf einer proportionalen Überwälzung empirisch bestätigt worden, so in Schweden, Norwegen und Dänemark, wo Verpackungsteuern zu einem spürbaren Rückgang der Einwegverpackungen geführt haben.

Im Gegensatz zu diesen Ländern sind in der Bundesrepublik Märkte mit einfachen Strukturen weder auf der Produktions-, noch auf der Handelsstufe vorhanden. Aus diesem Grund „sind die Auswirkungen einer Verpackungsteuer . . . kaum verläßlich vorauszusagen" (Arbeitsgruppe der UMK, 1985). Insbesondere wird auf die im Rahmen der Mischkalkulation gegebene Möglichkeit der Schrägwälzung im Handelsbereich hingewiesen. Da diese Kalkulationsmethode auf der Handelsstufe weit verbreitet ist, ist nach der Arbeitsgruppe der UMK nicht auszuschließen, daß die Erhebung einer Verpackungsteuer sogar zu einer Verteuerung der in Mehrwegverpackungen angebotenen Getränke führen könnte und damit das Gegenteil dessen bewirkte, was mit ihr beabsichtigt war (Arbeitsgruppe der UMK, 1985). Die Verpackungsteuer erscheint daher als ein vergleichsweise wenig geeignetes Mittel.

916. Bei rückzahlbaren Produktabgaben als Pfand ist die volle Überwälzung durch die rechtliche Ausgestaltung definitionsgemäß gesichert. Eine Bewertung des Instruments der rückzahlbaren Produktabgabe als Pfand hängt stark von der richtigen Abgabenhöhe ab. Wird sie zu niedrig gewählt, bleiben die angestrebten Wirkungen auch dann aus, wenn eine volle Überwälzung auf die Konsumenten erfolgt. Ein zu hoher Abgabensatz wirft dagegen verfassungsrechtliche Probleme auf, da er prohibitiv wirkt und nicht in voller Höhe auf die Verbraucher überwälzt werden kann, weil der Verkäufer sonst, bei substituierbaren Produkten, nahezu alle Abnehmer verlieren würde — sein Produkt wäre ein Luxusgut geworden.

Solche Pfandlösungen sollten vor allem dort eingesetzt werden, wo ein politischer Handlungsbedarf bei Produkten besteht, die human- oder ökotoxische Stoffe enthalten und zu Problemabfällen führen, wie Batterien, Akkumulatoren, Transformatoren sowie Kühlaggregate von Kühlschränken und Klimaanlagen. Die Einführung von Produktabgaben als Pfand sollte für solche ausgewählten Güter von der Bundesregierung ernsthaft in Erwägung gezogen werden. Subventionen zur Unterstützung einer umweltverträglichen Entsorgung können zwar die Anwendung von Abgaben in diesen Bereichen ergänzen, ohne aber eine gleichwertige instrumentelle Alternative zu bieten. Außerdem verletzen sie das Verursacherprinzip.

917. In ähnlicher Weise sind Pfänder, die bei Mehrwegverpackungen selbstverständlich sind, auch für Einweg-Getränkeverpackungen ein sinnvolles und überall dort möglichst rasch einzusetzendes Instrument, wo Mehrwegsysteme (noch) bestehen oder mit Aussicht auf Erfolg (wieder) aufgebaut werden können. Darum ist die Verordnung über die Rücknahme und Pfanderhebung von Getränkeverpackungen aus Kunststoffen vom 20. Dezember 1988, die am 1. März 1989 bzw. für solche Verpackungen, die bereits vor dem 1. Dezember 1987 vertrieben wurden, am 1. Dezember 1989 in Kraft trat, ein Schritt in die richtige Richtung. Diese Verordnung sollte folgerichtig er-

gänzt werden durch eine klare Kennzeichnung der Behältnisse als „Einweg" oder „Mehrweg", wie es ein Verordnungsentwurf der Bundesregierung vorsieht. Damit werden die Verbraucher stärker motiviert, unter den bepfandeten Behältnissen Mehrwegbehältnisse zu wählen, die nach den vorliegenden Studien in bezug auf ihre Abfallverminderungseffekte günstiger zu beurteilen sind. Gegebenenfalls müßte die Pfandverordnung auf Verbundkartonbehältnisse ausgedehnt werden, wenn sich herausstellt, daß von Herstellern oder Abfüllern zunehmend auf solche Materialien ausgewichen wird.

Die Einführung einer so gestalteten Verpackungsabgabe „ist ein Gebot umweltpolitischer und volkswirtschaftlicher Vernunft" (HARTKOPF und BOHNE, 1983), da die alternativ zur Verfügung stehenden Instrumente, wie insbesondere die Erfahrungen mit der nicht eingehaltenen Absprache aus dem Jahre 1977 zeigen, nicht in der Lage sind, dieses Ziel zu erreichen. Diese Absprache war — so die nachträgliche Beurteilung von HARTKOPF und BOHNE — bereits „von Anfang an zum Scheitern verurteilt", da für Industrie und Handel die bei ihrer Einhaltung entstehenden wirtschaftlichen Nachteile (Verzicht auf Umsatzsteigerungen und auf mögliche Kosteneinsparungen durch Rationalisierungsinvestitionen) stärker wogen als die Drohung des Staates, durch Rechtsverordnung in den Getränke- und Verpackungsmarkt einzugreifen. Die Bundesregierung hat wiederholt darauf hingewiesen, daß nicht mehr viel Zeit bleibe, da „bei weiterem Absinken der Mehrweganteile die Gefahr besteht, daß diese dezentral funktionierenden Distributionssysteme rasch und irreversibel zusammenbrechen" (Bericht der Bundesregierung, 1987). Dies belegen ausländische Beispiele, z. B. aus den USA. Es ist daher zu begrüßen, daß die Bundesregierung im April 1989 Zielvorgaben zur Stabilisierung und zum Ausbau von Mehrwegsystemen beschlossen hat (Abschn. 4.5.2.8.3.1).

Für den verbleibenden bepfandeten Einweganteil, zu dem beispielsweise Reisebedarf, Getränke aus weit entfernten Regionen der EG usw. zählen, ist zu erwarten, daß diese Behältnisse nicht zum Produzenten zurückwandern. Vielmehr würde ihr durch das Pfand erhöhter wirtschaftlicher Wert zu regionalen Verwertungs- oder auch Beseitigungsstrategien führen.

4.6.3.1.3.2 Beseitigungskosten als Bestandteil des Produktpreises

918. Grundgedanke dieses Vorschlags, den der Rat für den Bereich der Kraftfahrzeuge für bedenkenswert hält (Abschn. 4.5.2.6), ist, daß

— nicht der Lieferant von Abfällen, der Endverbraucher eines Produkts als einziger mit den Beseitigungskosten und -aufgaben belastet wird, sondern der Hersteller dieses zu Abfall gewordenen Produkts an diesen Kosten beteiligt wird, und daß

— der Staat oder von ihm rechtsförmlich benannte Institutionen (z. B. von der Industrie zu gründende Fonds) die im Produktpreis zusätzlich enthaltenen Beseitigungskostenbestandteile im Rahmen und in Verfolgung der Ziele einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft zu verwalten haben.

Dieser Vorschlag greift die Überlegung auf, wonach die Verantwortung des Unternehmers bei der Entscheidung über neue Produkte bzw. Produktionsverfahren sich auch auf die Frage erstreckt, was nach dem Gebrauch der Produkte geschieht, wenn diese zu Abfall geworden sind.

Der Vorschlag bewegt sich innerhalb des Rahmens des Verursacherprinzips als eines ökonomischen Kostenzurechnungsprinzips und operationalisiert dieses (Abschn. 4.3.1), wobei die Zurechnung durch den Gesetz- bzw. Normgeber erfolgt, also politische Entscheidungen voraussetzt. Das Verursacherprinzip hat als umweltpolitisches Konzept keinen fest umrissenen Inhalt (REHBINDER, 1973 und 1986). Es besitzt vielmehr einen — politisch zu bestimmenden — Freiheitsgrad: „An welcher Stelle in der Verursacherkette die Kostenzurechnung in der Praxis erfolgt, ist eine Frage wirtschaftlicher Effizienz und ökologischer Wirksamkeit, die danach zu beurteilen ist, welche Maßnahmen im konkreten Fall eine möglichst hohe Umweltqualität sowie die wirtschaftspolitisch und verwaltungstechnisch beste Lösung gewährleisten" (HARTKOPF und BOHNE, 1983).

919. Die Instrumentierung dieses Vorschlages müßte allerdings erst entwickelt werden, da er unter den bisher angewandten umweltpolitischen Instrumenten keinen Vorläufer hat. Die Probleme seiner Ausgestaltung bestehen in erster Linie darin, die — auf den einzelnen Stoff bzw. das einzelne Produkt bezogene — richtige Höhe der Abgabe zu bestimmen. Der Aufwand wäre sehr groß, wollte man anstreben, die Abgabe für ein Produkt, wie beispielsweise ein Kraftfahrzeug, entsprechend allen seinen Bestandteilen und deren Werkstoffe, in Abhängigkeit von den Ergebnissen der Wirkungsforschung und dem Stand der Beseitigungstechniken bzw. der Höhe der Abfallbehandlungskosten zu ermitteln. Und da der Zweck der Abgabe darin besteht, durch Verhaltenslenkung den Anfall bestimmter Problemabfälle zu vermindern bzw. für sie Verwertungssysteme einzurichten, sollte die Produktabgabe gerade auf diese beseitigungsintensiven Stoffe ausgerichtet sein. Bei Automobilen wäre sie folglich danach zu bemessen, ob und wie leicht die verschiedenen Werkstoffe beim Demontieren und Verschrotten voneinander zu trennen, welche Kunststoffe und Verbundwerkstoffe zu welchen Anteilen enthalten sind usw. (Abschn. 4.5.2.6).

Natürlich muß dabei Vorsorge getroffen werden, daß nicht mit der Abgabe bewehrte Stoffe durch ebenso belastende, aber nicht abgabenbewehrte Stoffe substituiert werden. Eine Produktabgabe würde ihren Zweck auch verfehlen, wenn sie, anstatt eine Substitution auszulösen, die problematische Abfälle vermindert, nur auf die Abnehmer (Weiterverarbeiter, Handel, Endverbraucher) überwälzt bzw. im Wege der Mischkalkulation schräggewälzt wird. Dies bedeutete im Ergebnis ein Steuerungsdefizit bzw. einen Funktionswandel dieser Produktabgabe. Sie würde zu einem Finanzierungsinstrument, das keine steuernde Wirkung hätte, wie es beispielsweise für die zur Diskussion gestellte Produktabgabe von 200,— DM pro

Personenkraftwagen gilt, die der Finanzierung der Verschrottung dienen soll.

920. Ob die umweltpolitisch erwünschten Effekte eintreten, hängt vor allem davon ab, wie diese Abgabe im einzelnen technisch ausgestaltet würde. Auch für diese Abgabe gilt, daß ihre Wirkungen, also ihre Umweltinzidenz, eine Funktion der Dosierung bzw. der Feinsteuerung sind und daß sie durch andere Instrumente flankiert werden muß, um die beabsichtigte Steuerungsleistung zu erbringen.

Diese Überlegungen veranlassen den Rat zu der Empfehlung, eine solche unter Vermeidungsgesichtspunkten wünschenswerte „Produktabgabe zu Beseitigungszwecken" auf ihre Realisierbarkeit zu überprüfen.

4.6.3.2 Erhöhung der Beseitigungskosten

4.6.3.2.1 Vorbemerkungen

921. Wie in Kapitel 2.4 ausgeführt, stellen hohe Beseitigungskosten einen wichtigen Anreiz dar, um eine Verringerung der Abfallmengen und der gefährlichen Abfälle zu erreichen. Eine Erhöhung der Beseitigungskosten läßt sich durch den Einsatz einer Reihe ökonomischer Instrumente erreichen. Zu ihnen zählen:

- Erhöhung der Abfallgebühren durch Änderung der kommunalen Satzungen (Tz. 961 ff.), z. B. als Folge verschärfter Anforderungen an die Entsorgung
- Abfallabgaben in Form von Deponieabgaben; sie stellen einen Aufschlag auf die in der Regel durch die Abfallgebühren („Entsorgungspreise") gedeckten laufenden Kosten der Deponierung dar (JARON, 1989)
- Vergabe von Lizenzen im Sinne eines regional begrenzten Entsorgungsmonopols an die Betreiber von Abfallentsorgungsanlagen (wie zum Beispiel in Nordrhein-Westfalen)
- Handel von Zertifikaten bzw. Lizenzen zur Nutzung von knappen Entsorgungs-, in der Regel Beseitigungskapazitäten, beispielsweise Jahrenstonnen von Abfallverbrennungsanlagen, wobei der Handel dieser bestimmte Mengenkontingente repräsentierenden Papiere sowohl zwischen den Betreibern der Anlage als Anbietern und den Abfallbesitzern als auch zwischen den Abfallbesitzern selbst stattfinden könnte.

4.6.3.2.2 Hausmüll

922. Kommunale Abfallsatzungen (Abschn. 4.6.7) könnten so ausgestaltet werden, daß sie finanzielle Anreize bieten, die Menge des Hausmülls zu vermindern. Dadurch würden sie den vielerorts gemachten Erfahrungen Rechnung tragen, daß die eingesammelten Abfallmengen mit der Größe der zur Verfügung gestellten Müllgefäße steigen. Im saarländischen Abfallgesetz vom 3. Juni 1987 heißt es beispielsweise in § 3 Abs. 3: „Durch Bemessung und Staffelung der Gebühren sind Anreize zur Vermeidung und Verwertung zu schaffen".

Vor allem drei Ansatzpunkte werden in diesem Zusammenhang genannt: die Linearisierung der Tarife, die individuelle Zurechenbarkeit von Entsorgungsmengen bei der Gebührenerhebung sowie unterschiedliche Gebührensätze für die Annahme von unsortiertem und sortiertem Abfall. Es wäre beispielsweise möglich, diese Ansatzpunkte in folgender Weise auszugestalten:

- Es könnte eine strikte Linearisierung der Tarife für die Hausmüllabfuhr dergestalt vorgenommen werden, daß keine von der Personenzahl unabhängigen Mengenrabatte in Form einer automatischen Tarifdegression bei zunehmenden Abfallmengen gewährt werden. Allenfalls könnte eine an die Personenzahl der Haushalte gebundene Tarifdegression der Tatsache Rechnung tragen, daß den Vermeidungsanstrengungen großer Familien objektive Grenzen gesetzt sind.
- Das Prinzip der individuellen Zurechenbarkeit von Mengen und Sortierungsqualität der Abfälle in der Gebührenordnung, das für den einzelnen Anreize zu Vermeidungs- und Verwertungshandeln schafft, könnte zum Beispiel in Form eines „Clip-Systems" oder eines „Code-Systems" eingeführt werden. Das „Clip-System" bedeutet, daß die öffentliche Müllabfuhr nur solche Abfallbehälter entleert, die mit einem Clip, der vom einzelnen Haushalt zu erwerben ist (z. B. in Schreibwarengeschäften), versehen sind. Beim „Code-System" kann die individuelle Zurechnung beispielsweise, ohne großen Verwaltungsaufwand hervorzurufen, direkt vor Ort erfolgen, indem der Nettoinhalt einer Mülltonne bei der Leerung an dem jeweiligen Mülltransportwagen beim Einhängen des Gefäßes gewogen und über einen Code sofort für den Kunden gebucht wird. Voraussetzung sind in beiden Fällen haushaltsbezogene Müllgefäße, d. h., auch in Mehrfamilienhäusern muß jeder Haushalt sein eigenes Müllgefäß haben.

Ob diese oder andere finanzielle Anreize, z. B. direkte Belohnung durch Prämien (HORMUTH, 1989), erfolgreich sein werden, hängt nicht zuletzt davon ab, wie weit der Wandel der Mentalitäten bereits vollzogen ist (Abschn. 4.3.2). Bisher wurden mit gebührenbezogenen Maßnahmen unterschiedliche Erfahrungen gemacht, die jedoch noch nicht einen wissenschaftlichen Standards genügenden Vergleich und eine entsprechende Bewertung zulassen. Inwieweit die vielfach geäußerte Befürchtung zutrifft, daß eine gewichtsbezogene Tarifstruktur mit individueller Zurechenbarkeit eher die Verlagerung der Abfälle in die Abwässer, in öffentliche Abfallbehälter, in die Tonne der Nachbarn oder „in die Landschaft" anrege als das erwünschte Vermeidungshandeln induziere, kann gegenwärtig empirisch gesichert noch nicht beurteilt werden. Erst die Ergebnisse der gegenwärtig in verschiedenen Bundesländern laufenden Modellversuche, die in einem Forschungsvorhaben durch das Umweltbundesamt koordiniert werden, werden eine überprüfbare Einschätzung ermöglichen. Auf alle Fälle muß aber Sorge getragen werden, daß das Um-

welt- bzw. Ordnungsrecht für solche Verstöße einer unerlaubten Beseitigung entsprechend ausgestaltet und durchgesetzt wird.

4.6.3.2.3 Sonderabfälle

923. Zu einem wichtigen Instrument könnte sich die in Textziffer 701 genannte Verwahrungsgebühr für Sonderabfälle, die deponiert werden sollen, entwikkeln. Der Abfallverursacher würde bei diesem Instrument die Beseitigungskosten nicht in Form einer einmaligen Zahlung bei der Ablieferung der Abfälle übernehmen — unter gleichzeitiger Aufgabe seiner Eigentumsrechte an ihnen —, sondern bliebe weiterhin Eigentümer dieser Abfälle. Er würde gleichsam einen Teil der Deponiefläche mieten bzw. einen Verwahrungsvertrag für eine bestimmte Frist, etwa 10 bis 20 Jahre, schließen. Wenn durch die Deponierung Schäden auftreten, würde der Deponiebetreiber nach Ablauf dieser Frist diese Gebühr erhöhen müssen. Gegen dieses Risiko würde sich der Abfallverursacher durch entsprechende Versicherungen zu schützen versuchen. Die Versicherungsprämien würden vermutlich, auch aufgrund des für diese lange Fristen nicht abschätzbaren Versicherungsrisikos, in Abhängigkeit vom angenommenen Gefährdungspotential der betreffenden Abfälle, einen entsprechenden Druck auf die Produzenten ausüben, auf die weitere Herstellung solcher Produkte und Stoffe zu verzichten. Oder die Produzenten werden versuchen, diese durch die Versicherungsprämien verursachten Kostensteigerungen auf die Preise der Produkte zu überwälzen. Die von den Käufern als Folge der Preiserhöhungen dann ausgehenden Substitutionsprozesse würden über die „unsichtbare Hand" des Marktes den Herstellern Signale liefern, die diesen Druck spürbar machen und zu den gewünschten Ergebnissen führten.

4.6.3.3 Finanzhilfen und Steuervergünstigungen

924. Die Beurteilung der Wirkungen und damit der Geeignetheit von Subventionen ist davon abhängig, ob eine „genuine" oder eine „modifizierte" Subvention betrachtet wird (ENDRES, 1985). Eine „genuine" Subvention wird pro Einheit vermiedener Emissionsbzw. Schadstoffmenge gewährt. Je größer die vom einzelnen Produzenten bzw. Verwender vermiedene gesamte Emissionsmenge, desto höher ist der Subventionsbetrag. Da dies zu einem im umweltpolitischen Sinn kontraproduktiven Verhalten führt — Unternehmen werden versuchen, ihr Emissionsniveau vor Eintritt des Subventionszeitpunktes absichtlich zu erhöhen, um die Vermeidungsmenge größer erscheinen zu lassen, als sie in Wirklichkeit ist —, werden Finanzhilfen normalerweise nur für die Einführung einer spezifischen, emissionssenkenden Technik gewährt. Das Verfahren bzw. die jeweilige Investition, nicht die Emissionsminderung, wird subventioniert („modifizierte" Subvention).

925. Auch die Forschungsförderung ist eine bedeutende Form der Subvention. Sie kann zweifellos zu einer Verstärkung der Bemühungen um eine erfolgreiche Abfallvermeidung beitragen. Der Rat empfiehlt, Mittel der Forschungsförderung gezielt für Innovationen im Bereich der Abfallvermeidung und -verwertung einzusetzen (Abschn. 4.6.5). Insbesondere sollte der Bundesminister für Forschung und Technologie bei seiner Förderung der Werkstoffforschung auch verstärkt Fragen der Verwertung und der Beseitigung neuer Werkstoffe beachten.

926. Subventionen setzen zwar beim Verursacher an, folgen aber unter Kostenanlastungsgesichtspunkten nicht dem Verursacher-, sondern dem Gemeinlastprinzip. Sie sind zweifellos grundsätzlich geeignet, Anreize sowohl zur Mengenregulierung als auch zur Verminderung spezifischer Problemabfälle zu schaffen. Aber sie stellen innerhalb des über zwei Jahrzehnte gewachsenen Ordnungsrahmens des deutschen Umweltrechts und der deutschen Umweltpolitik kein „autonomes" Instrument dar, insbesondere keine Alternative zu ordnungsrechtlichen Lenkungsinstrumenten. Sie haben vielmehr meist nur eine ergänzende, flankierende Funktion innerhalb eines Instrumenten-Mix, in dem andere Instrumente dominieren.

927. Einzelstaatliche Subventionen zum Ausgleich von Marktschwankungen, die auf eine Förderung der Verwertung zielen, sind nach Artikel 92 Abs. 1 EWG-Vertrag grundsätzlich unzulässig, da sie Wettbewerbsverzerrungen zwischen Primärrohstoffen und Wertstoffen bewirken und damit die Wettbewerbsbedingungen im Gemeinsamen Markt beeinflussen. Sie fallen auch nicht unter die Ausnahmemöglichkeit nach Artikel 92 Abs. 3 Buchst. b EWG-Vertrag, die — in Verbindung mit dem „Gemeinschaftsrahmen für einzelstaatliche Umweltschutzbeihilfen" (GRABITZ, 1989) — nur für Subventionen von Anpassungsinvestitionen im Bereich des Umweltschutzes gilt, nicht aber für solche gegen Marktschwankungen zur Förderung der Verwertung. Derartige Subventionen stellen darüber hinaus grundsätzlich einen Verstoß gegen das im EWG-Vertrag (Artikel 130 r Abs. 2) und in den abfallrechtlichen Richtlinien verankerte Verursacherprinzip dar. Die in der „Richtlinie des Rates über Abfälle" von 1975 enthaltene Pflicht der Mitgliedstaaten zur Förderung der Verwertung ist mit verursachergerechten Maßnahmen zu erfüllen. Es erscheint allerdings nicht ausgeschlossen, daß die Gemeinschaft künftig in Abwägung von Verursacherprinzip und wirtschaftlicher Zumutbarkeit (GRABITZ, 1989) eine Neubestimmung des Stellenwertes des Verursacherprinzips im Abfallrecht der Gemeinschaft vornimmt, die die Subventionierung der Verwertung nicht völlig versperrt. Gewisse Ansätze hierzu sind in der Diskussion im Rat der Europäischen Gemeinschaft über den Vorschlag der Kommission zu einer Neufassung der Abfallrichtlinie (Artikel 3 und die einschlägige Protokollerklärung) erkennbar und sollten unterstützt werden.

4.6.4 Absprachen und Zusagen

928. In den Bereich des informalen Verwaltungshandelns fallen die sogenannten Absprachen, die sich durch eine Übereinkunft zwischen Staat und Wirt-

schaft auszeichnen. Es handelt sich um eine Zusammenarbeit zwischen staatlicher Exekutive und Unternehmen, Verbänden oder Branchen in Form eines Tausches: Die Wirtschaft sagt bestimmte umweltentlastende Maßnahmen zu, und der Staat verzichtet dafür auf den Erlaß von Regelungen. Als solche Regelungen kommen dabei insbesondere Ge- und Verbote in Betracht. Die Absprachen sind damit zum einen Ausformungen des Kooperationsprinzips, zum anderen sind sie aber auch dem Vorsorgeprinzip zuzuordnen.

Unklarheiten bestehen bezüglich der terminologischen Bezeichnung. Während die Literatur überwiegend den Begriff Absprachen verwendet (BOHNE, 1981), wird diese Bezeichnung im Umweltbericht 1990 des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vermieden (BMU, 1990b). Dort wird vielmehr von Selbstverpflichtungen und Zusagen der Industrie gesprochen (ebenda, S. 45). Diese Bezeichnungen sollen deutlich machen, daß die Verpflichtung des Staates, auf den Erlaß bestimmter Regelungen zu verzichten, keine einklagbare Vertragspflicht, sondern lediglich eine Friedenspflicht, also eine politische Pflicht darstellt. Eine dahingehende rechtliche Charakterisierung des staatlichen Mitwirkungsaktes steht der Bezeichnung als Absprache aber nicht entgegen, denn die Rechtsordnung kennt auch einseitig verpflichtende Absprachen (z. B. den Erbvertrag).

929. Die Bewertung des Instruments Absprache ist deshalb schwierig, weil die Fachdiskussion darüber noch am Anfang steht und der empirische Boden, auf dem sie sich bewegt, dünn ist. Zu einem Teil liegt das daran, daß Inhalt, Ablauf und Form von Absprachenlösungen im Gegensatz zu allen anderen umweltpolitischen Instrumenten durch kein ideales, theoretisches Referenzmodell vorgegeben sind, an dem sich die bisher erfolgten Absprachen messen ließen. Ihre Bewertung muß daher auf den Einzelfall und seinen Kontext bezogen bleiben, ohne auf allgemeine Kriterien und Bewertungsmaßstäbe dieses Instruments rekurrieren zu können.

930. Auch die rechtliche Beurteilung informeller Absprachen läßt sich nicht allgemeinverbindlich, sondern nur individuell vornehmen. Dennoch können einige Grundsätze aufgezeigt werden, die bei der Bewertung der Absprachen in rechtlicher Hinsicht zu beachten sind:

Während die informellen Absprachen grundsätzlich dann für zulässig gehalten werden, wenn sie keine verbindliche Verpflichtung des Normsetzungsgebers auf den Verzicht der Normsetzung aussprechen, sind echte Normsetzungsverträge, die eine Verpflichtung zum Erlaß, zur Änderung oder zur Aufhebung von Rechtsnormen enthalten, nach herrschender Meinung wegen Umgehung des Normsetzungsverfahrens unzulässig (BECKER, 1985; BOHNE, 1984; MEYER-BORGS, 1982). Aber auch die unverbindlichen normenvertretenden Absprachen bewegen sich nicht im rechtsfreien Raum, sondern sind rechtlichen Schranken unterworfen, bei deren Überschreiten sie rechtswidrig werden. Dies gilt zum einen für die Absprache selbst, zum anderen aber auch für den überwiegend als Realakt gekennzeichneten staatlichen Mitwirkungsakt (BOHNE, 1984; OEBBECKE, 1986).

Zum Teil werden die Abreden, die der wirtschaftlichen Betätigung von Unternehmen eine Beschränkung auferlegen, einer kartellrechtlichen Bewertung unterzogen (BIEDENKOPF, 1966; KAISER, 1971; SPENGLER, 1960). Anderer Ansicht ist BOHNE (1984), der die Abreden selbst nicht dem Privatrecht, sondern dem öffentlichen Recht unterstellt und nur dann für zulässig erachtet, wenn das nach dem Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen vorgesehene Erlaubnis- oder Eintragungsverfahren durchgeführt worden ist (BIEDENKOPF, 1966; KLOEPFER, 1980). Anderer Ansicht sind KAISER (1971) und SPENGLER (1960), nach deren Ansicht die Selbstbeschränkungsabkommen über eine Güterabwägung automatisch vom generellen Kartellverbot auszunehmen sind.

Daneben unterliegen sowohl die Absprache als auch der staatliche Mitwirkungsakt den sich aus den Grundrechten ergebenden Schranken; denn beide können in die Grundrechte der an der Absprache Beteiligten, aber auch in die Rechte Dritter eingreifen. Während im ersteren Fall in der Literatur teilweise ein Grundrechtsverzicht der Betroffenen für zulässig erachtet wird, sind die in Grundrechte Dritter eingreifenden Absprachen und Mitwirkungsakte grundsätzlich nur innerhalb der grundrechtlichen Schranken zulässig (OEBBECKE, 1986).

Rechtliche Grenzen überschreitet die handelnde staatliche Stelle bei der Mitwirkung an informellen Absprachen schließlich auch dann, wenn aufgrund von verfassungs- oder europarechtlich ausdrücklich erteiltem Gesetzgebungsauftrag eine Pflicht zur Gesetzgebung besteht (OEBBECKE, 1986).

931. Die Vorteile von Absprachen liegen in der Komplexitätsreduzierung, der Minderung oder Beilegung von Konflikten, der schnellen Wirkung, Flexibilität und Anpassungsfähigkeit sowie der Aufwands- und Kostenminderung für Staat und Unternehmen. Nachteile können sich unter Umständen aus dem Tauschcharakter und der rechtlichen Unverbindlichkeit von Absprachen ergeben:

- Die Umweltpolitik muß unter Umständen inhaltliche und zeitliche Abstriche an ihren Forderungen und Vorstellungen vornehmen, das Realisierte bleibt somit hinter dem rechtlich Möglichen zurück.
- Die Einhaltung der Absprachen kann trotz gegebener Zusage vom Staat nicht erzwungen werden.
- Es besteht die Gefahr, „daß wirtschaftliche Akteure auf Zeit spielen und notwendige Umweltschutzmaßnahmen durch leere Zusagen verschleppen" (HARTKOPF und BOHNE, 1983).
- Mit wachsender Zahl der an der Absprache Beteiligten sinken im allgemeinen die Möglichkeiten des Staates, mittels politischer Einflußnahme die Einhaltung der Zusagen zu erreichen.

932. Die drei Merkmale von Absprachen — ihr Tauschcharakter, ihre rechtliche Unverbindlichkeit und ihr Alternativverhältnis zu rechtlichen Regelungen — geben auch Hinweise, wie sie in bezug auf ihre grundsätzliche Eignung für die Ziele einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft zu beurteilen sind. Ab-

sprachen werden grundsätzlich dann eingehalten und sind daher als Handlungsinstrument in Betracht zu ziehen, wenn

- Industrie oder Handel durch das Einhalten ihrer Zusagen keine erheblichen wirtschaftlichen Nachteile (Kostennachteile, Wettbewerbsnachteile, Umsatzeinbußen) zu befürchten haben und
- der Staat unter realistischer Einschätzung seiner Kräfte und Möglichkeiten das Druck- und Drohmittel einer gesetzlichen Regelung hat bzw. glaubhaft darlegen kann, d. h. einer Regelung, die schärfer ausfallen und zu größeren wirtschaftlichen Nachteilen für die Unternehmen führen würde als die jeweilige Absprache.

Normvertretende Absprachen zur Sicherung von Umweltbelangen sind — im Unterschied zu normvollziehenden Absprachen — typischerweise durch eine Ausgangssituation gekennzeichnet, in der bei den Instanzen der Umweltpolitik „über Inhalt, Reichweite und Zweckmäßigkeit genereller Gebote oder Verbote Unsicherheit und bei der Wirtschaft die Sorge besteht, durch staatliche Interventionen geschäftliche Einbußen hinnehmen zu müssen" (HARTKOPF und BOHNE, 1983). Beide Voraussetzungen treffen beispielsweise auf die Vereinbarung über die Entsorgung von Altbatterien vom 9. September 1988 zu (Abschn. 4.5.2.5.2).

933. Das Instrument der Absprache ist grundsätzlich geeignet, zur Erreichung der Ziele einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft beizutragen. Aber die Erfahrung lehrt auch, daß es um so schneller und nachhaltiger zu den angestrebten Erfolgen führt, je greifbarer die Alternative einer gesetzlichen Regelung ist. Wo die Wirtschaft mit relativ großer Sicherheit damit rechnen kann, daß entweder die Umweltpolitik sich nicht zu einer gesetzlichen Regelung entschließen wird oder bei einer dennoch erfolgenden Regelung ihr eine Reihe von Möglichkeiten des eleganten „Unterlaufens" offenstehen — z. B. durch Anwendung von technischen Lösungen, die eine Subsumtion unter den Regelungstatbestand verhindern —, ist die Umweltpolitik bzw. der Normgeber gut beraten, auf Absprachen zu verzichten und zu anderen Instrumenten zu greifen. Der Normgeber würde anderenfalls ihre Nichterfüllung und damit das Scheitern der mit der jeweiligen Absprache verfolgten Politik vorprogrammieren. Das lehren insbesondere die Erfahrungen mit der nicht eingehaltenen Absprache über die Stabilisierung des Mehrweganteils bei Verpackungen aus dem Jahre 1977.

4.6.5 Instrumente präventiver Strategien

4.6.5.1 Zwei Teile des Instrumentariums

934. Die vorstehend (Abschn. 4.6.1—4.6.4) beschriebenen Instrumente sind geeignet, den Umgang mit Stoffen oder Produkten zu reglementieren, durch die bekanntermaßen Umweltprobleme entstehen, wenn sie als Abfall entsorgt werden müssen; die Belastungen sind bereits eingetreten, auf die entsprechend reagiert wird. Diese Instrumente sind nur bedingt dazu geeignet, auf unternehmerisches Handeln so einzuwirken, daß Herstellungsverfahren und Produkte, die nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt haben, von vornherein nicht entwickelt oder jedenfalls die sich daraus ergebenden Umweltbelastungen in das unternehmerische Kalkül einbezogen werden (Abschn. 2.2.6.5; FÜLGRAFF und REICHE, 1990). Der Versuch, eine präventive Perspektive in das Abfallrecht einzufügen, stünde vor dem Dilemma, daß auch ein mit den besten Absichten verabschiedetes Gesetz zu Effekten führen könnte, die nicht beabsichtigt waren, beispielsweise zu einer generellen Beeinträchtigung und Gefährdung der Produktinnovation durch bürokratische Hemmnisse.

Diese Ausgangslage bedeutet jedoch nicht, daß präventive Strategien in der Abfallwirtschaftspolitik chancenlos wären. Sie sind es nur solange, wie für sie keine geeigneten Instrumente zur Verfügung stehen. Zwar ist dieses Instrumentarium noch schwach entwickelt und es kann, wie die folgenden Ausführungen zeigen, zum gegenwärtigen Zeitpunkt auch nicht eine ideale, die angestrebten Wirkungen mit hoher Wahrscheinlichkeit erzielende Kombination von präventiven Instrumenten vorgeschlagen werden; vor allem deshalb nicht, weil keine Erfahrungen mit solchen Instrumenten vorliegen. Das mögliche Angebot an präventiven Instrumenten ist jedoch reichhaltiger, als die geschilderte Ausgangslage vermuten läßt.

935. In der Diskussion der instrumentellen Implementierung einer präventiven Politik sollte — bezogen auf die angestrebten abfallwirtschaftlichen Effekte — von einer Zweiteilung des Instrumentariums ausgegangen werden. Zum einen muß es darum gehen, einzelne konkrete, stoff- oder produktspezifische Entwicklungen früh zu erkennen und zu beeinflussen; zum anderen geht es um die Breite der abfallwirtschaftlichen Effekte, insbesondere um Mengenprobleme unter dem Blickwinkel knapper Beseitigungskapazitäten. Für beide Bereiche weisen instrumentelle Überlegungen jeweils einen anderen Weg.

4.6.5.2 Stoff- oder produktspezifische Entwicklungen

Prioritätenlisten

936. Um den Unternehmen unter Umweltgesichtspunkten erwünschte mittel- und langfristige Planungen zu ermöglichen, sollte die Bundesregierung regelmäßig fortzuschreibende Prioritätenlisten veröffentlichen, die die Stoffe enthalten, deren Vermeidung in Abfällen entsprechend den abfallpolitischen Zielsetzungen vorrangig angestrebt wird. Auch Zielvorgaben nach § 14 Abs. 2 AbfG für die angestrebte Verminderung oder Verwertung der Abfallmengen sind als Rahmendaten für die Unternehmen von Bedeutung.

Eine strikte Anwendung dieses Grundsatzes, den Entscheidungen der Unternehmen eine verläßliche Planungsgrundlage an die Hand zu geben, bestünde darin, daß sich die Regierungspolitik — wie in den USA — über einen längeren Zeitraum als nur eine Legislaturperiode im voraus auf eine zeitliche Reihen-

folge von Gesetzesvorhaben und Regelungen festlegen sowie inhaltlich den Kerngehalt der jeweiligen Regelung fixieren würde.

Produktlinienanalyse

937. Es sollte zunehmend erreicht werden, daß einzelne Produkte und Produktionsprozesse nicht isoliert im Hinblick auf entstehenden Abfall bewertet werden, sondern die Gesamtbelastung der Umwelt vom Rohstoff bis zum entstehenden Abfall in allen Phasen in Form einer Produktlinienanalyse verfolgt und in die Bewertung einbezogen wird. Ein solches Verfahren hat zwei Ziele: sowohl die Gesamtbelastung zu minimieren — und damit auch die Gesamtmenge und die Schädlichkeit der entstehenden Abfälle — als auch einzelne konkurrierende Produktlinien im Hinblick auf ihre Umweltbelastung vergleichbar zu machen, wobei die Schwierigkeiten, unterschiedliche Emissionen vergleichend zu bewerten, nicht verkannt werden.

Es ist sicher schwierig, Unternehmen ohne direkte staatliche Intervention zu veranlassen, eine solche Analyse vorzunehmen und sie der Öffentlichkeit bekanntzumachen. Eine Möglichkeit, dies zu erreichen, bestünde in der gesetzlichen Erweiterung des Genehmigungsverfahrens nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz dergestalt, daß die Unternehmen entsprechende Berichts- und Darlegungspflichten hätten. Die Verpflichtung griffe immer dann, wenn die Herstellung neuer Produkte in neuen oder wesentlich geänderten Anlagen erfolgt.

Zulassungs- und Anmeldeverfahren im Abfallrecht

938. Wenn ein Stoff, bestimmte Stoffgruppen oder ein Produktbestandteil mit hoher Wahrscheinlichkeit spezifische und schwerwiegende Abfallprobleme aufzuwerfen drohen, sollte eine präventive Politik von spürbarer Intensität entwickelt und nicht abgewartet werden, bis aus der Wahrscheinlichkeit Gewißheit geworden ist. Das Abfallrecht könnte z. B. dahin gehend novelliert werden, daß Zulassungs- und Anmeldeverfahren für bestimmte Stoffe, deren Entsorgung mit Gefährdungen für Mensch und Umwelt verbunden ist, eingerichtet werden. Diese „lex specialis" hätte gegenüber den Vorschriften des Chemikaliengesetzes den Vorteil, daß die abfallwirtschaftliche Ausrichtung klar erkennbar im Vordergrund stünde. Entsprechend stärker würden die von diesen Verfahren ausgehenden präventiven Wirkungen ausfallen.

Die Einführung eines abfallrechtlichen Zulassungsverfahrens für bestimmte Produkte oder Produktbestandteile stellt freilich einen schwerwiegenden Eingriff in den Handel innerhalb der Gemeinschaft dar und bedarf, auch wenn das Ziel der Abfallvermeidung und der Förderung der Abfallverwertung an sich Beschränkungen rechtfertigt (EuGH Rs. 302/86, NVwZ 1989, 849), deshalb nach Gemeinschaftsrecht einer strengen Überprüfung auf Erforderlichkeit und Verhältnismäßigkeit.

Pflicht zur Reststoffvermeidung nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG

939. Von der stoffbezogenen Überprüfung bei der Genehmigung von Anlagen werden indirekte Wirkungen auch auf die Prozeßinnovationen ausgehen. Da der Betreiber einer Anlage damit rechnen muß, an dieser Hürde zu scheitern, ist es naheliegend, daß er die Konzepte seiner Prozeßinnovationen nicht gänzlich unabhängig von dieser Genehmigungsvoraussetzung entwickeln wird. Das Ausmaß dieser Wirkungen hängt letztlich vom technischen und wirtschaftlichen Sachverstand der Genehmigungsbehörden und von den bekannten technischen Alternativen ab. Die Einwirkungsmöglichkeiten der Behörden auf die abfallseitigen Wirkungen einer Anlage sind jedoch begrenzt, da die Verpflichtungen aus § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG erst bei der Einführung, nicht jedoch schon bei der Entwicklung eines neuen Verfahrens eintreten (Tz. 175).

Zeitliche Befristung der Genehmigungen zur betriebsinternen Beseitigung von Sonderabfällen

940. Dieses Instrument hat sowohl reaktiven wie präventiven Charakter. Präventiv kann es wirken, wenn die von ihm ausgehenden Anreize zur Entwicklung bzw. Einführung von Vermeidungs- und Verwertungstechniken greifen, weil die nach Ablauf der Frist drohende Fremdbeseitigung der Abfälle für das Unternehmen die schlechtere, weil teurere Alternative darstellt. Ein analoger Wirkungsmechanismus ist aus den Erfahrungen mit dem Vollzug des Hohe-See-Einbringungsgesetzes bekannt. Mit zeitlich eingeschränkten Einbringungsgenehmigungen konnten große Fortschritte in der Verwertung von bisher zur Beseitigung bestimmten Sonderabfällen erzielt werden (SCHENKEL, 1988b).

Als Modell einer solchen Kompensation gilt der Fall des Pflanzenschutzmittels „Basta" der Hoechst AG aus dem Jahre 1986. In dem Vergleich, der einen Rechtsstreit über die Zulässigkeit der Produktion dieses Mittels abschloß, wurde im Wege einer Rechtsanalogie die „Glocken-Lösung" der Luftreinhaltepolitik (§ 7 Abs. 3 BImSchG) auf den Sektor der Sonderabfälle übertragen und erfolgreich angewandt. Die Hoechst AG konnte glaubhaft nachweisen, daß eine Abfallverminderung an der Produktionsanlage für „Basta" technisch und ökonomisch nicht sinnvoll ist. In dem Vergleich zwischen der Hoechst AG und der Bürgerinitiative, die gegen die Änderungsgenehmigung dieser Anlage Einspruch eingelegt hatte, hat sich die Hoechst AG verpflichtet, als Kompensation der bei der Produktion von „Basta" entstehenden Sonderabfälle an anderen Anlagen Maßnahmen zu ergreifen, um dort Sonderabfall gleicher Kategorie und mindestens gleicher Menge zu vermeiden.

Transportgenehmigungen für Sonderabfälle nach § 12 AbfG

941. Sie können z. B. an die Bedingung geknüpft werden, daß Transporte nur nach vorherigem Nach-

weis von Vermeidungsanstrengungen durchgeführt werden dürfen (vgl. „Verantwortliche Erklärung" in Tz. 948). Ein solches gezielt errichtetes Transporthindernis kann Vermeidungsanstrengungen auslösen oder bestehende Anstrengungen intensivieren. Als Instrument hat es einen ähnlichen Doppelcharakter — zugleich reaktiv auf gegebene Abfallmengen und präventiv auf prospektive Abfälle zu wirken — wie die genannte zeitliche Befristung der Genehmigung zur betriebsinternen Beseitigung.

Kontrollrechte der Verwaltung

942. Ohne eine Ausweitung der Kontrollrechte der Verwaltung bzw. der kommunalen Behörden ist es relativ einfach, unter Umgehung rechtlicher Vorschriften gefährliche Sonderabfälle falsch deklariert und dadurch zu geringeren Kosten abzulagern. Gegenwärtig erfolgen Stichproben bei der Eingangskontrolle zur Deponie nur im Verdachtsfall. Die Kontrolleure sind hierbei regelmäßig überfordert. Auf Basis der bei diesen Eingangskontrollen überhaupt anwendbaren Analyseinstrumente und in Anbetracht der geringen Zeit, die für eine Stichprobe zur Verfügung steht (maximal 15 Minuten), sind die Kontrolleure nicht in der Lage, eine angemessene Beurteilung der jeweiligen Stichprobe vorzunehmen.

Die hieraus entstehenden Probleme der Fehlleitung von gefährlichen Abfällen könnten gemildert werden, wenn zunächst im Verdachtsfall beim Verursacher dieser Abfälle geprüft werden könnte, welche Sonderabfälle in der dortigen Produktion entstehen können bzw. entstanden sind und wie die Entsorgungswege laufen. Eine analoge Regelung wird bei der Fleischbeschau mit Erfolg angewandt. Dort konnte die unerlaubte Verwendung von Arzneimitteln oder anderer Masthilfen von den Überwachungsorganen erst dann kontrolliert bzw. aufgedeckt werden, als die Kontrolle nicht nur durch Probenahme am geschlachteten Tierkörper, sondern durch eine gesetzliche Ermächtigung bereits bei den Schlachtviehbeständen ermöglicht wurde.

Eine andere Möglichkeit der effizienten Kontrolle besteht in dem in einigen Bundesländern, z. B. Rheinland-Pfalz, praktizierten Verfahren, eine intensive Überprüfung der Abfallarten bereits bei Ausstellung der Transportpapiere vorzunehmen und an der Eingangskontrolle nur die Übereinstimmung von Transportpapieren und tatsächlicher Abfallfracht zu überprüfen.

4.6.5.3 Entwicklung der Menge der Sonderabfälle

943. In Kapitel 2.4 wurde, in Abhängigkeit von der jeweiligen Gefahrenkonstellation, zwischen der Einführung weicher, breit wirkender Instrumente und dem Vorgehen mit vergleichsweise schärferen Instrumenten unterschieden. Zu den weichen Instrumenten, die man ohne große Gefahren für eine Beeinträchtigung des Innovationsprozesses, aber auch ohne Sicherheit dafür, daß sie die gewünschten Effekte tatsächlich erreichen, einsetzen kann, gehören sowohl einige bereits eingeführte als auch noch zu entwickelnde Instrumente. Sie werden im folgenden beschrieben.

944. Selbstbindung der Unternehmen: Die Unternehmen setzen sich selbst Abfallvermeidungs- oder Abfallverwertungsziele, die sie bekanntmachen. Sie stellen jährlich einen festen Mindestanteil ihres Investitionskapitals für Projekte zur Abfallvermeidung oder -verwertung bereit, so daß Projekte der Vermeidung oder Verwertung untereinander unternehmensintern um dieses Kapital konkurrieren können, die Ingenieure jedoch wissen, daß solche Projekte auf jeden Fall zum Zuge kommen.

945. Technische Regelwerke beschreiben im allgemeinen den Stand der Technik und entfalten dadurch durchaus normative Kraft. Je mehr daher in ihnen Gesichtspunkte der Verwertung und Beseitigung berücksichtigt werden, um so mehr wird das praktische Denken und Handeln der Ingenieure in den Betrieben in dieser Richtung beeinflußt (Abschn. 4.4.2).

946. Ein denkbares, vom Gesetzgeber zu entwickelndes Instrument stellt die „lex imperfecta" dar. Sie hat einen Aufforderungs und Abmahnungscharakter z. B. im Hinblick auf bestimmte quantitative Vermeidungs- oder Verwertungsziele, ohne an das Nichtbefolgen bereits Sanktionen zu knüpfen.

947. Einrichtung des Betriebsbeauftragten: Dieses Instrument hat bereits einen höheren Verbindlichkeitsgrad. Die dem Betriebsbeauftragten nach geltendem Recht in abfallwirtschaftlicher Hinsicht zugewiesenen Aufgaben enthalten eine dynamische Komponente, da er insbesondere auch auf die Entwicklung von Verfahren der Abfallvermeidung oder -verwertung hinwirken soll. Er besitzt jedoch keine eigenen Entscheidungs- und Weisungsbefugnisse, sondern hat nur Beratungsfunktion (Tz. 176). Empirische Untersuchungen belegen, daß der Betriebsbeauftragte wenig Einfluß auf das Innovationsmanagement zu nehmen vermag, da der Schwerpunkt seiner Tätigkeit im Bereich der Routineaufgaben — insbesondere in der Überwachung der Einhaltung der gesetzlichen Vorschriften — liegt.

Diese gegenwärtig schwache Stellung des Betriebsbeauftragten könnte durch eine Erweiterung seiner Befugnisse verbessert werden. Zwar hat er bereits nach geltendem Recht die Aufgaben, auf die Entwicklung und Einführung umweltfreundlicher Verfahren (einschließlich von Verfahren der Reststoffverwertung) und umweltfreundlicher Erzeugnisse hinzuwirken sowie bei ihrer Entwicklung und Einführung mitzuwirken; beide Aufgaben bedeuten, abfallwirtschaftliche Effekte bereits frühzeitig bei der Stoff und Produktentwicklung bzw. der Verfahrensplanung mitzubedenken. Ebenso wurde durch die 3. Novelle zum Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 11. Mai 1990 die Pflicht des Betreibers, eine Stellungnahme des Betriebsbeauftragten einzuholen, auch auf die Entscheidungen über die Einführung von Verfahren und Erzeugnissen ausgedehnt. Die Anhörungspflicht beschränkt sich jedoch auf Fälle, die „für den Immissionsschutz bedeutsam sein können" (§ 56 BImSchG). Diese Einschränkung sollte nach Einschätzung des Rates fallengelassen werden. Der Gesetzgeber könnte

dem Betriebsbeauftragten aber auch weitergehende Rechte einräumen, z. B. die Möglichkeit des begründeten aufschiebenden Einspruchs bei besonders problematischen Entwicklungen eröffnen.

948. Nachweis- und Buchführungspflichten nach §§ 11, 12 AbfG: Diese Instrumente können sowohl reaktive wie präventive Wirkungen entfalten. Präventiv können sie insofern wirken, als sie dem Hersteller von Produkten die abfallseitigen und abfallrechtlichen Implikationen seiner Produktionsverfahren bewußt machen. Am Beispiel der in Zukunft im Rahmen des Entsorgungsnachweises abzugebenden „Verantwortlichen Erklärung" des Abfallerzeugers wird dies deutlich.

Die Nachweispflicht nach § 11 Abs. 2 oder 3 AbfG wird durch die Vorschriften über den Entsorgungsnachweis in §§ 8ff. Abfall und Reststoffüberwachungs-Verordnung konkretisiert. Der „Verantwortlichen Erklärung" kommt in diesem Zusammenhang insofern eine wichtige Funktion zu, als der Abfallerzeuger in ihr zu versichern hat, daß er „nur Abfälle/Reststoffe zur Entsorgung bereitstellen (wird), für die die Verwertung geprüft wurde und die den Angaben der Verantwortlichen Erklärung entsprechen" (Anlage 3 dieser Verordnung, Seite 4). Bevor der Abfallerzeuger daher in Zukunft Abfälle oder Reststoffe zur Beseitigung freigeben kann, ist er rechtlich verpflichtet, die Möglichkeiten der Verwertung zu prüfen und bei einer Nichtverwertung zu begründen, warum keine Verwertung erfolgen kann (§ 8 Abs. 1 der Verordnung in Verbindung mit Anlage 3). Er wird dadurch gezwungen, den Stand der Technik im Hinblick auf die Möglichkeiten der Verwertung seiner Abfälle und Reststoffe nicht nur zu kennen, sondern auch zu beachten, da er anderenfalls mit entsprechenden Maßnahmen, insbesondere Auflagen der Überwachungsbehörde, rechnen muß. Es liegt daher letztlich in der Hand der zuständigen Überwachungsbehörde, d. h., es ist von ihrem Sachverstand und ihren Fähigkeiten zur intensiven Vollzugskontrolle abhängig, ob und in welchem Ausmaß das Verwertungsgebot des Abfallgesetzes eingehalten wird.

Aber bereits die Tatsache, daß der Abfallerzeuger in Zukunft die genannten Angaben zur Verwertung in der „Verantwortlichen Erklärung" machen muß, wird eine präventive Wirkung in Richtung auf eine Beachtung der abfallwirtschaftlichen Effekte von Produktionsentscheidungen ausüben — gleichsam eine „faktische Kraft des Normativen".

949. Staatliche Finanzhilfen: Diese könnten so ausgestaltet werden, daß einerseits — wie beispielsweise in Österreich — die Höchstförderung nur für Vermeidungsverfahren, nicht dagegen für Rückhaltetechniken gewährt wird. Andererseits könnte die Regelung des § 7d EStG novelliert werden. Diese Vorschrift erhielte eine Funktion innerhalb einer präventiven Politik, wenn nicht nur, wie bisher, Reinigungs- bzw. Rückhaltetechnologien in den Genuß der steuerlichen Vorteile kämen, sondern auch Innovationen im Bereich der Verfahren der Abfallvermeidung und -verwertung.

950. Forschungs- und Innovationsförderung: Umweltentlastende Innovationen setzen sich keineswegs immer von selbst durch, vor allem dann nicht, wenn bestehende Produktionsanlagen noch für Jahre genutzt werden können oder wenn „bewährte" Produkte auf dem Markt eingeführt sind. In vielen Fällen kann auch nur das Ziel benannt werden, bestimmte Stoffe im Abfall zu vermeiden bzw. bestimmte Abfallmengen zu vermindern, während der Weg dorthin, d. h. die konkrete Art und Weise, wie Verfahren oder einzelne Stoffe substituiert werden können, noch nicht bekannt ist. Der Rat hält es darum für erforderlich, gezielt die Forschung und Entwicklung solcher Innovationen zu intensivieren, die im Ergebnis zu Produktionstechniken und Gütern führen, durch die weniger Abfälle entstehen bzw. solche Abfälle, in denen weniger Schadstoffe enthalten sind (Abschn. 4.4.3 und 4.5.1.1).

Der Rat unterstützt die von verschiedenen Seiten in die Diskussion gebrachte Anregung, von Unternehmen getragene Fonds und von diesen finanzierte gemeinsame Arbeitsgruppen von Unternehmen und Forschungseinrichtungen zu bilden, durch die sich die Unternehmen stärker an einer Forschung und Entwicklung zur Vermeidung von Abfällen und Reststoffen beteiligen (LADEUR, 1987). Eine entsprechende Verpflichtung könnte den Unternehmen im Wege einer Novellierung des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG auferlegt werden, vor allem in solchen Bereichen, in denen ein großer Umstellungsbedarf besteht, in denen Innovationen also besonders umweltentlastend wirken.

Insbesondere sind solche Förderungen für Klein- und Mittelbetriebe von Bedeutung, wie beispielsweise das in Landskrona in Schweden durchgeführte Projekt (Abschn. 4.3.1) gezeigt hat. Auf diesem Wege könnten deren vergleichsweise ungünstige Ausgangsbedingungen, integrierte Techniken der Abfallvermeidung zu entwickeln oder einzusetzen, verbessert werden. Auch in sogenannten Technologieparks oder Forschungs- und Innovationszentren sollte gezielt der Transfer innovativer Vermeidungs- und Verwertungstechnologien für Klein- und Mittelbetriebe gefördert werden.

951. Längere Nutzungsdauer durch Leasing: Die Nutzungsdauer von Produkten und die entsprechende produktbezogene Abfallmenge sind negativ korreliert: Je länger die Nutzungsdauer, um so weniger Rohstoffe werden pro Nutzungsjahr benötigt und um so weniger Abfall entsteht pro Nutzungsjahr des jeweiligen Produkts. Rein rechnerisch bedeutet eine Verdopplung der Nutzungsdauer der Produkte eine Halbierung der jährlich anfallenden Abfallmenge und vice versa.

In diesem Zusammenhang wäre zu prüfen, ob nicht eine Ausdehnung des Leasingprinzips über die traditionellen, vor allem aufgrund der Möglichkeit steuerlicher Abschreibungen entstandenen Bereiche der Bürogeräte, Computer, Flugzeuge, Schiffe, PKW usw. hinaus — wenn dem keine wirtschaftlichen, steuerlichen oder aus Verwaltungskosten resultierenden Gründe entgegenstehen — bei einzelnen, dafür geeigneten Produkten der Tendenz des Güterwachstums mit entsprechender Abfallvermehrung entgegenwirken könnte.

Während der Käufer eines Produktes Eigentumsrechte und damit spätere Beseitigungspflichten erwirbt, erhält der Leasingnehmer Nutzungsrechte. Der Handlungskalkül eines Herstellers, der Produkte in Verbindung mit Eigentumsrechten veräußert, besteht darin, durch möglichst hohe Umsätze einen Gewinn zu erwirtschaften; dieser wird um so höher sein, je kürzer ceteris paribus die Nutzungs- und Lebensdauer seiner Produkte ist. Der Kalkül eines Leasinggebers bzw. eines Herstellers, der Produkte in Verbindung mit Nutzungsrechten veräußert oder vermietet, bestünde dagegen darin, eine möglichst lange Nutzungsdauer der von ihm zur Verfügung gestellten Produkte zu erreichen. Sein produktbezogenes Handeln und seine entsprechenden unternehmerischen Entscheidungen zielen darauf ab, eine lange Lebensdauer seines Produkts zu gewährleisten, da die Höhe der Leasingeinnahmen eine Funktion der Nutzungsdauer der Produkte ist.

Die abfallvermindernden Effekte des Leasingprinzips würden noch dadurch verstärkt, daß der Leasinggeber die Rücknahme des Produkts garantiert. Rückgenommene Produkte würden in der Regel durch eine Grunderneuerung wieder voll funktionstüchtig gemacht oder durch technologisches Aufrüsten dem Stand der Technik angepaßt (BÖRLIN und STAHEL, 1987; STAHEL, 1989). In beiden Fällen stünden sie dem Leasinggeschäft weiter zur Verfügung. Sie würden somit nicht oder erst später zu Abfall.

4.6.5.4 Abstufungen der Eingriffsintensität

952. Eine präventiv ausgerichtete Politik hätte in der Zeit der Wirkung solcher weichen Instrumente zugleich zu prüfen, ob einzelne Tatbestände eine besondere Abfallproblematik erwarten lassen und dann gegebenenfalls einer strafferen instrumentellen Regelung unterliegen sollten. Zweifellos sind alle wirtschaftlichen Bereiche abfallrelevant, doch müßte diese differenzierte Abwägung regelmäßig schon deshalb vorgenommen werden, weil die Erstellung von Gütern und Dienstleistungen und deren Konsum als der vorrangige Zweck des Wirtschaftens anzusehen sind.

Daß die Aussagen zu präventiven Strategien und ihrer Instrumentierung gegenwärtig eher einen enumerativen als einen systematischen, Prioritäten benennenden Charakter haben, ist eine notwendige Folge der Konzeption des geltenden Abfallrechts (Tz. 171). Dies liegt aber auch daran, daß die Maßnahmen einer Vorsorgepolitik im allgemeinen breiter, weniger weitgehend und oft auch weniger direkt auf einen konkreten Schadenstatbestand ausgerichtet sind als Maßnahmen der Gefahrenabwehr. Hinzu kommt, daß — auch bei bestem Willen zur Berücksichtigung abfallwirtschaftlicher Gesichtspunkte in der Innovation von Produkten und Verfahren — der Weg zum Abfall unübersichtlich sein kann. Während sich die Emission aus einer Fabrikationsanlage dort unmittelbar beeinflussen läßt, kann es sein, daß die Verarbeitung eines Stoffes zu einem Produkt erst nach zahlreichen Fertigungsstufen und nach dem Konsumvorgang zu Abfall führt und dort, vielleicht nur bei bestimmten Formen der Verwertung oder Beseitigung, Probleme schafft. Der Vorgang ist insofern unübersichtlich, als er zahlreiche Betriebe, Regionen und — bei grenzüberschreitendem Verkehr — sogar unterschiedliche nationale Rechtsbereiche betreffen kann, so daß bei einer in frühen Phasen der Produktentwicklung zwangsweise vorgenommenen Anpassung zahlreiche, nicht im voraus abschätzbare Eingriffe in viele Elemente des Wirtschaftslebens erfolgen würden.

Bei der Prüfung, ob der Einsatz präventiv wirkender Instrumente geboten, geeignet und verhältnismäßig ist, sind daher auch die möglicherweise eintretenden Wirkungen auf den Ordnungsrahmen der Marktwirtschaft zu bedenken. Innovationen stellen das dynamische Element in Marktwirtschaften dar und dürfen durch eine staatliche Reglementierung nicht grundsätzlich in ihrer Entfaltung beeinträchtigt werden. Sie sind notwendig und erwünscht, sollten aber durch vom Gesetzgeber geschaffene Rahmenbedingungen und Signale so geleitet werden, daß sie zu umweltverträglichen, weitgehend schadstofffreien, abfallarmen und beseitigungsgerechten Produktionsverfahren und Produkten führen. Von selbst gehen sie gewiß nur in Ausnahmefällen in diese Richtung.

953. Es wäre unrealistisch, die Augen davor zu verschließen, daß eine am Gebot der Abfallvermeidung orientierte „strikte Vorsorgepolitik zu stärkeren Eingriffen in die Investitionspolitik der Unternehmen führen kann" (REHBINDER, 1986). Die damit aufgeworfene Problematik ist jedoch „nicht durch Verzicht auf die umweltpolitisch gebotenen Maßnahmen, sondern durch flexiblere Ausgestaltung der Instrumente zur Verwirklichung des Vorsorgeprinzips zu bewältigen" (ebenda). Präventive Strategien der Abfallwirtschaftspolitik sind chancenlos, solange diese Ausgestaltung nicht erfolgt.

4.6.6 Information und Beratung

4.6.6.1 Einfluß von Information und Beratung

954. Information und Beratung sind eine Voraussetzung dafür, daß Unternehmen in der Produktion und Distribution sowie Haushalte und Einzelpersonen beim Konsum ihr Verhalten nach umweltschonenden Kriterien ausrichten können. Information und Beratung können somit die Realisierung umweltpolitischer Ziele unterstützen, wenngleich unstrittig ist, daß sie allein nicht geeignet sind, das Handeln von Unternehmen und Haushalten zu verändern. Umstritten ist das Ausmaß einer Verhaltensänderung, das durch Information und Beratung erreicht werden kann; umstritten ist weiter, wie Information gestaltet sein muß, damit sie wirksam werden kann und offen ist auch die Frage, welches Beratungskonzept die größte Aussicht auf nachhaltige Erfolge hat (SRU, 1987, Tz. 41—72):

- Was kann Information überhaupt leisten und ist sie in der Lage, Handeln und Verhalten zu verändern?
- Wenn sie beides verändern kann, welchen Typ von Handeln und Verhalten kann sie besser, welchen schlechter oder gar nicht verändern?

— Wie muß Information als Instrument gestaltet sein, um den ihr möglichen Beitrag zur Änderung von Handeln und Verhalten zu optimieren?

955. Im Hinblick auf die Realisierung umweltpolitischer Ziele sind Handeln und Verhalten wichtiger als Einstellung und Wissen, die nur notwendige, nicht jedoch allein hinreichende Voraussetzungen für umweltgerechtes Handeln darstellen. Grundlegende Veränderungen in Entscheidungs- und Handlungsgewohnheiten haben sich bisher in der Regel im Wechsel der Generationen vollzogen, und wahrscheinlich werden wesentliche Umorientierungen auch im Umweltbereich erst im Verlauf des Heranwachsens neuer Generationen möglich. Veränderungen individuellen Verhaltens können daher in der Regel nur im Zusammenhang mit allgemeinen gesellschaftlichen Veränderungsprozessen beurteilt und unter Gesichtspunkten des Umweltschutzes gefördert werden. In diesen Prozessen haben institutionelle Leitbilder und Organisationskulturen prägenden Einfluß auf Urteils- und Verhaltensgewohnheiten des einzelnen.

„Das ausgeprägte Umweltbewußtsein der Bevölkerung (läßt sich) dann in umweltschonendes Handeln umsetzen, wenn geeignete Anreize gegeben sind und die Wirksamkeit umweltschonenden Handelns für den einzelnen einerseits erkennbar wird, andererseits gesichert ist, daß sein Beitrag auch relevant und nicht durch ‚Freifahrerverhalten' anderer entwertet wird" (SRU, 1987, Kurzfassung, Tz. 14*). Für ein an der Vermeidung und Verwertung von Abfällen orientiertes Handeln bedeutet dies, daß Verhaltensweisen der einzelnen — vorausgesetzt, ein entsprechendes Umweltbewußtsein und geeignete Informationen sind gegeben — sich um so stärker und nachhaltiger ändern werden, je mehr gesichert ist, daß durch individuelles Handeln keine oder nur unbedeutende individuelle Nachteile entstehen, von denen andere, vergleichbare Unternehmen oder Haushalte verschont bleiben.

956. Empirische Untersuchungen und Umfragen unterstützen die Einschätzung, daß Motivation und Einstellung der einzelnen Konsumenten ein wichtiger, vermutlich sogar der wichtigste Einflußfaktor für ihren Umgang mit Haushaltsabfällen ist. Ein abfallminderndes Verbraucherverhalten besteht zuallererst in einer Änderung des Konsum- und Kaufverhaltens. Motivation, Einstellung, soziale Situation und Haushaltsgröße, Wohnort und Wohnsituation sowie Information und Beratung spielen in diesem Prozeß eine wesentliche Rolle. Staatlich gesetzte ökonomische Anreize fallen diesen Faktoren gegenüber vermutlich zwar weniger stark ins Gewicht, behalten jedoch ihre verhaltenslenkende Kraft, zumal dann, wenn es sich um direkte Belohnung von Abfallvermeidung handelt (HORMUTH, 1989).

4.6.6.2 Verbraucherverhalten und Abfallvermeidung

957. Das im Auftrag des Umweltbundesamtes in den Jahren 1983 und 1984 in Berlin durchgeführte explorative Forschungsvorhaben „Modellversuch Abfallvermeidung", in dem mit Hilfe einer Stichprobe von 70 ausgewählten, bereits motivierten Haushalten Möglichkeiten, Determinanten und Grenzen der durch eine Änderung des Verbraucherverhaltens erreichbaren Abfallvermeidung untersucht wurden, bestätigt und präzisiert die eben genannten Zusammenhänge (BORMANN und FUNCKE, 1985). Dieser Modellversuch wurde in enger Zusammenarbeit mit den Teilnehmern durchgeführt (Durchschnittsgröße der Haushalte: 3,1 anwesende Personen), die über einen Zeitraum von 16 Wochen ihren Hausmüll in die sechs Stoffgruppen Papier und Pappe, Zeitungen, Glas, Metall, Kunststoffe und Verbundstoffe trennten, in jeweils sechs Mülleimern sammelten, wogen, in eine, jedem teilnehmenden Haushalt zugeteilte, verschließbare Recyclingtonne brachten und Meßergebnisse sowie besondere Faktoren im Haushaltsbuch protokollierten. Der Modellversuch zielte ausschließlich auf die durch ein verändertes Kauf- und Konsumverhalten erreichbaren Vermeidungspotentiale; die durch ein umweltbewußtes Verhalten der getrennten Sammlung, z. B. durch Kompostierung, erreichbaren Potentiale wurden nicht untersucht.

Erst nach sechs Wochen, zu Beginn der zweiten Erhebung der ersten Meßphase, wurden die Teilnehmer über das Thema des Versuchs — Abfallvermeidung — informiert. Auf der Grundlage der so hergestellten Bedingungen eines kontrollierten Experiments konnte das Abfallverhalten von Verbrauchern beobachtet werden, die einer gezielten, intensiven Beeinflussung — durch Beratung, mediengestützte Information, Betreuung und Motivationsstützung — ausgesetzt waren. Das Ziel des Modellversuchs, eine möglichst große Abfallvermeidung der Versuchshaushalte in der zweiten Erhebungsphase von 10 Wochen, sollte durch eine Änderung des Konsum- und Kaufverhaltens der Teilnehmer erreicht werden. Gleichzeitig konnten Einblicke gewonnen werden, welche Hinderungsgründe und Konfliktfelder aufgrund des sozialen Umfeldes und der jeweiligen Lebenszusammenhänge bestehen. Es konnte aber auch getestet werden, welche Form der Aufklärungs- und Informationsarbeit Verbraucher zu einem Abfallvermeidungsverhalten motiviert bzw. in diesem bestärkt und welche Strategien hierzu förderlich sind.

Innerhalb von zehn Wochen hatten die Versuchshaushalte 20% ihres Abfalls (Müllgruppe H 2) vermieden. Durch eine Kontrolluntersuchung, die genau ein Jahr später durchgeführt wurde, zeigte sich, daß sich dieses Vermeidungsverhalten nicht nur stabilisiert, sondern noch verstärkt hatte, auch ohne weitere gezielte Beeinflussung. Die Abfallvermeidung wurde zu zwei Dritteln bei den Verpackungsstoffen und zu einem Drittel beim Restabfall erreicht.

958. Zusätzlich erbrachte dieses Forschungsvorhaben eine Reihe wichtiger begleitender Ergebnisse. Es bestätigte bereits früher formulierte Hypothesen und Plausibilitätsannahmen (BORMANN und FUNCKE, 1985), so unter anderem,

— daß Abfallvermeidung „nicht eine isolierte Handlung ist, sondern mit den gesamten Lebenszusammenhängen und dem übrigen Tagesablauf einer Person bzw. aller Haushaltsmitglieder im Zusammenhang steht", daß es bei der Abfallvermeidung also nicht nur um abfallarmes Kaufverhalten geht, „sondern um ein umweltbewußtes Konsumverhal-

ten mit den zum Teil erforderlichen Konsequenzen im gesamten Verhaltensrepertoire";

- daß im Unterschied zum Energiesparen beim verpackungsarmen Einkaufen meist höhere Kosten entstehen;
- daß größere Haushalte sowohl beim Konsum als auch in der Hausarbeit, also den zwei wesentlichen Determinanten der Abfallvermeidung, bessere Ausgangsbedingungen haben;
- daß die Höhe der Abfallvermeidung nicht nur abhängig ist vom „Grad des Umweltbewußtseins" eines Verbrauchers, sondern vor allem von seinen Lebensumständen und den Bedingungen seines sozialen Umfelds;
- daß Abfallvermeidung eine „soziale Lösung des Abfallproblems" darstellt, weniger eine technische Lösung oder eine Aufgabe, die hauptsächlich von Werbefachleuten oder Marketingabteilungen zu leisten wäre;
- daß zur Herausbildung eines abfallvermeidenden Verbraucherverhaltens drei Voraussetzungen erfüllt sein müssen: eine kritische Analyse des eigenen Konsumverhaltens, das Vorliegen relevanter Informationen, mit deren Hilfe der Verbraucher die Umweltauswirkungen seines Handelns abschätzen kann, aber vor allem auch ein entsprechendes Verhaltensangebot, das dem Verbraucher zeigt, wie er das eigene Handeln im Sinne der Umweltbelange ändern kann;
- daß abfallvermeidendes Kaufverhalten in erster Linie den Verpackungsanteil des Abfallaufkommens verringert.

Der Modellversuch bestätigte aber auch insbesondere die Einschätzung, daß nachhaltige Erfolge der Abfallvermeidung durch ein verändertes Verbraucherverhalten an eine Unterstützung durch den Staat und die Verbände gebunden sind. Beide können die Entstehung eines Gefangenendilemma-Effekts verhindern, indem sie den Verbrauchern überzeugend, d. h. durch ein entsprechendes Handeln, das Gefühl vermitteln, daß ihr eigener Verhaltensbeitrag von Bedeutung ist und nicht im Ozean des Wegwerfverhaltens untergeht.

4.6.6.3 Maßnahmen zur Verbesserung von Information und Beratung

959. Der Verbraucher benötigt somit vor allem relevante Informationen, mit deren Hilfe er die Umweltauswirkungen seines Handelns beurteilen kann. Klare und leicht verständliche Informationen zu den „sozialen Qualitäten" eines Produkts sind jedoch nur unter Schwierigkeiten zu erhalten (SCHALL, 1988). Im einzelnen könnte das Instrument der Information und Beratung in folgender Weise verbessert werden, um die praktische Umsetzung der Appelle an ein abfallwirtschaftlich optimales Handeln des einzelnen Konsumenten oder Unternehmens zu fördern, zu unterstützen oder überhaupt erst in die Wege zu leiten:

- Informationen sollten offensichtlicher, zwingend, flächendekkend und ohne größere Anstrengungen allgemein zugänglich sein. Der Appell, bestimmte Produkte nach Gebrauch zurückzugeben, ist nutzlos, wenn der einzelne nicht weiß, wohin er diese Gegenstände bringen kann. Beispielsweise sollte in jedem Telefonbuch auf einer der ersten Seiten eine Liste der wichtigsten Rückgabe- und Beseitigungsstellen des betreffenden Ortes für Batterien, Kühlschränke, PCB- und cadmiumhaltige Haushaltsgeräte und ähnliches enthalten sein. Die Post sollte unter ihren Sonderdiensten eine Ansage über lokale Beseitigungs- und Verwertungsmöglichkeiten anbieten, gegebenenfalls mit dem Hinweis auf Substitutionsprodukte. Der Aufwand für die Erlangung der Informationen, wie und wo diese Gegenstände einer Verwertung oder geordneten Entsorgung als Sonderabfall zuzuführen sind (Informationskosten), ist für den einzelnen gegenwärtig in vielen Fällen zu hoch.
- Kennzeichnungen über Umweltschädlichkeit und Informationen über ein sachgerechtes Verhalten der Beseitigung sind — soweit mit dem Recht der Europäischen Gemeinschaft vereinbar — einzuführen und gegebenenfalls durch staatliche Vorschriften zu erzwingen. Auf Batterien wäre beispielsweise aufzudrucken: „Dieses Produkt ist umweltgefährlich. Es wird zurückgenommen von . . .". Auf bestimmte, unter Abfallkriterien kritisch zu bewertende Produkte ist durch Aufdruck oder Beizettel hinzuweisen; der Käufer von elektrischen Zahnbürsten oder Mundduschen weiß in der Regel nicht, daß diese Geräte cadmiumhaltige Akkumulatoren enthalten, die gesondert entsorgt werden müssen.

  Beachtet muß aber werden, daß Empfehlungen und Warnungen — trotz ihres unverbindlichen Charakters — rechtlich die Voraussetzung erfüllen müssen, die generell an belastende staatliche Maßnahmen gestellt werden (KLAGES und CHRISTOPH, 1988). Sie bedürfen daher insbesondere einer gesetzlichen Ermächtigungsgrundlage, wenn sie auch nur mittelbar und faktisch in Grundrechte eingreifen.
- Im Bereich der Gebrauchsgüter sollten für den Verbraucher leicht zugängliche vergleichende und unter abfallwirtschaftlichen Gesichtspunkten wertende Produktuntersuchungen — vergleichbar denjenigen der Stiftung Warentest — vorgenommen und unter Nennung von Herstellern bzw. Händlern veröffentlicht werden.

  Beispielsweise benötigt der Verbraucher, „um zur Abfallvermeidung oder wenigstens zum Gebrauch umweltfreundlicherer Verpackungen zu gelangen, . . . neben dem entsprechenden Warenangebot auch ausreichende Informationen über die Umweltverträglichkeit der verschiedenen Verpakkungsstoffe" (BORMANN und FUNCKE, 1985). Erst dann kann er die erforderlichen Veränderungen seines eigenen individuellen Handelns erkennen, die entweder Gewicht und Volumen des Hausmülls senken oder die durch den Abfall entstehende Belastung reduzieren (Abschn. 4.5.2.8).

- Zweckmäßigerweise sollten Informationen über abfallwirtschaftlich relevante Eigenschaften der Produkte nach Form und Inhalt auf die jeweilige Zielgruppe zugeschnitten sein.

- Es ist Aufgabe der Abfallwirtschaftspolitik, durch geeignete Maßnahmen der Aufklärung, der Information und der Werbung übertriebene Qualitätsanforderungen der Hersteller an Verwertungsprodukte sowie übertriebene Qualitätsvorstellungen der Verbraucher abzubauen (Abschn. 4.3.1 und 4.3.2).

- Für die Öffentlichkeitsarbeit der Kommunen ist zu beachten, daß Informationen und Verhaltensappelle an den einzelnen nicht ausreichen; er muß sich vielmehr auch in einem Gesamtkonzept wiederfinden, das er bejaht und auch nach seinen eigenen Kriterien vertreten kann. Die konkrete Lebenssituation der verschiedenen Zielgruppen muß daher in der kommunalen Öffentlichkeitsarbeit in besonderem Maße berücksichtigt werden (EISENBRAUN, 1988). Sie bleibt erfolglos, wenn nicht auch das Angebot zur Umsetzung, d. h. die erforderliche Infrastruktur an Sammelbehältern und differenzierten Verwertungswegen, vorhanden ist. Die entsprechenden Maßnahmen zielen darauf, die bisherige passive Rolle des Haushalts als Abfallbesitzer abzulösen durch ein aktives Einbeziehen des Haushalts als Abfallvermeider bzw. Abfallverwerter in das jeweilige Gesamtkonzept (BASCHE und PHILIPSEN, 1990; HEINSTEIN et al., 1988).

  Als beispielhaft kann das Abfallwirtschaftskonzept der Stadt Köln im Hinblick auf die Gesamtkonzeption, die Unterstützung durch das Stadtreinigungs- und Fuhramt der Stadt Köln sowie die großzügige personelle und finanzielle Ausstattung des Beratungskonzepts gelten; rund ein Viertel aller kommunalen Abfallberater von Nordrhein-Westfalen sind Berater der Stadt Köln (HEINSTEIN et al., 1988).

- Bei den Klein- und Mittelbetrieben behindern Informations- und Beratungsdefizite die Anwendung abfallarmer Verfahren. Da sie in vergleichsweise kleinen Stückzahlen produzieren und häufig eine breite, spezialisierte Produktpalette den Wünschen ihrer Kunden entsprechend anbieten müssen, können diese Betriebe weder die bei hohen Skalenerträgen möglichen Vorteile der Emissionsminderung — und daher auch der Abfallminderung — ausnutzen (BURKHARD, 1989), noch weisen ihre Produktionsvorgänge typische Stoffströme auf, die unter einheitliche technische Standards subsumierbar und so von den Vollzugsbehörden kontrollierbar wären.

  Eine Verschärfung der Anforderungen zur Verringerung von Umweltbelastungen schafft für diese Betriebe daher erfahrungsgemäß oft nur ein Vollzugsdefizit, das sie aus eigener Kraft nicht beheben können, nicht dagegen eine Verbesserung der Belastungssituation. Unter diesen Bedingungen kann nur eine fachkundige, auf die individuellen Bedürfnisse der einzelnen Firmen zugeschnittene Beratung weiterhelfen, die eine betriebliche Kostenrechnung der vorgeschlagenen Investitionsalternativen umfassen sollte. Staatliche, insbesondere kommunale Stellen, haben in jüngster Zeit diese Aufgabe erkannt und entwickeln, auch in Konkurrenz zu privaten Firmen, verstärkt Konzepte der Information und Beratung für Klein- und Mittelbetriebe, in denen produktionsnahe Dienstleistungen angeboten werden (vgl. das Konzept der Stadt Köln, in: HEINSTEIN et al., 1988 und das Konzept der Stadt Dortmund, in: BASCHE und PHILIPSEN, 1990).

  Vor allem branchenspezifische Konzepte können eine wichtige Grundlage für eine erfolgreiche Betriebsberatung durch kommunale Stellen abgeben (BILITEWSKI et al., 1989). Folgende Schritte sind im einzelnen zu empfehlen: Zusammenarbeit der Landesgesellschaften zur Sonderabfallentsorgung mit den zuständigen kommunalen Gebietskörperschaften sowie private oder universitäre Ingenieurberatung, die durch die öffentliche Hand finanziert werden sollte.

- Es sollte eine Koordinationsstelle geschaffen werden, die Informationen über Vermeidungsalternativen und Verwertungsmöglichkeiten sammelt, fortschreibt und in wirksamer Weise vermittelt. Bestehende Datenbanken über Stoff- und Verfahrenssubsitutionen durch abfallarme oder weniger umweltschädliche Alternativen sollten koordiniert werden. Als Beispiel sei auf das von der Umweltbehörde der USA initiierte „Pollution Prevention Information Clearinghouse" und den „Pollution Prevention Newsletter" verwiesen, die beide vor allem kleinere und mittlere Firmen in der Anwendung von Vermeidungstechnologien beraten.

- Die vom Deutschen Industrie- und Handelstag (DIHT) bzw. den Kammern seit 1974 auf kommunaler, regionaler und Bundesebene eingerichteten Abfallbörsen haben sich bewährt; sie gelten europaweit als vorbildlich. Dieses Modell der Abfallbörse sollte auf andere Abfallbereiche, z. B. den Handel mit Mutterboden (Bodenaushub) übertragen werden (Abschn. 4.5.4).

- Im Bereich der Information über Stoffströme in Stoffbilanzen (Quecksilber, Cadmium, polychlorierte Biphenyle usw.) liegen Defizite, da diese Stoffbilanzen nicht fortlaufend erstellt werden. Die auf das Bundesgebiet bezogene Arbeit der Landesgewerbeanstalt Bayern auf diesem Gebiet ist zu intensivieren und auszubauen.

- Defizite weisen auch Werkstoff-Handbücher auf; sie enthalten keine umweltspezifischen oder ökologischen Hinweise, weder zum Energieverbrauch noch zu den Abfalleigenschaften, d. h. den Verwertungs- und Beseitigungsmöglichkeiten der einzelnen Werkstoffe.

960. Die häufig zu beobachtende mangelnde Übereinstimmung von Umweltbewußtsein und tatsächlichem Verhalten wurde auch im Rahmen eines Pilotprojektes „Abfallvermeidung in Köln" im Jahre 1986 bestätigt: „Nach Aussage vieler Befragter fehle es vor allem an Motivationen und konkreten Verhaltensangeboten, um vorhandenes Wissen über umweltverträgliches Verhalten in die Tat umzusetzen"

(FONTEYN und PFÄNDER, 1988). Mit dem 1987 im Auftrag des Umweltbundesamtes vom Institut für Empirische Psychologie (IFEP) in Köln erstellten „Umwelttagebuch" und der auf ihm aufbauenden individuellen Haushaltsberatung über EDV-gestützte Beratungsbriefe liegen kostengünstige und breit streubare Instrumente vor, um die Lücke zwischen Umweltbewußtsein und -verhalten tendenziell zu schließen, jedenfalls bei denjenigen, die bereits so weit motiviert sind, daß sie sich über die Richtung und einzelne Schritte von Verhaltensänderungen beraten lassen wollen.

Beide Instrumente sind ihrem Charakter nach Selbsterhebungsinstrumente für interessierte und ratsuchende Haushalte. Die Ergebnisse der Selbsterhebung dienen als Grundlage für die auf den individuellen Haushalt abgestellte Beratung durch Umweltberater. Mit dem Umwelt- bzw. Abfalltagebuch wird auf das Umweltverhalten vor allem deshalb so erfolgreich Einfluß genommen, weil es gelingt, wie FONTEYN und PFÄNDER (1988) feststellen, den Haushalten ihre eigene Situation und ihr eigenes Verhalten vor Augen zu führen und dadurch persönliche Betroffenheit zu erzielen. Wegen der mit dem Umwelttagebuch und den abschließenden Beratungsgesprächen verbundenen vielfältigen positiven Effekte wird es der kommunalen Umweltberatung vom Umweltbundesamt empfohlen.

4.6.7 Kommunale Abfallsatzungen

961. Im Zuge der Implementierung des Abfallgesetzes von 1986 auf kommunaler Ebene müssen die kommunalen Abfallsatzungen an das Gesetz angepaßt werden. Das kann geschehen, sobald der Landesgesetzgeber in Ausführung und Ergänzung des Abfallgesetzes des Bundes die erforderlichen landesrechtlichen Regelungen in Form von Landesabfallgesetzen verabschiedet hat. In ihnen wird bestimmt, daß grundsätzlich die kreisfreien Städte und Landkreise die beseitigungspflichtigen Körperschaften des öffentlichen Rechts im Sinne von § 3 Abs. 2 AbfG sind. Die jeweiligen Landesgesetze liefern einen allgemeinen Rahmen, an dem sich die Satzungen und damit Tätigkeit und Aufgaben der beseitigungspflichtigen Körperschaften zu orientieren haben. Beispielsweise heißt es im Abfallgesetz des Landes Nordrhein-Westfalen in § 5 Abs. 3: „Die kreisfreien Städte und die Kreise stellen unter Beachtung der Abfallentsorgungspläne für ihre Gebiete Abfallwirtschaftskonzepte auf. Diese enthalten die notwendigen Maßnahmen zur Vermeidung und Entsorgung. Die Abfallwirtschaftskonzepte der Kreise enthalten auch die erforderlichen Festlegungen für die Maßnahmen der kreisangehörigen Gemeinden; sie werden in Form einer Satzung erlassen. Abfallwirtschaftskonzepte sind im Abstand von höchstens 10 Jahren erneut aufzustellen. Vor Erlaß der Abfallwirtschaftskonzepte der Kreise sind die kreisangehörigen Gemeinden zu hören."

962. Die notwendigen Maßnahmen zur Abfallvermeidung und Abfallentsorgung, die für die kreisangehörigen Gemeinden verbindlich werden, werden in Form einer Satzung von den Kreisen erlassen. Ebenso legen die satzungsbefugten Körperschaften in ihren Satzungen fest, welche Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen in ihrem jeweiligen Gebiet unternommen werden sollen. Aus den Mitteilungen der kommunalen Spitzenverbände an den Bundesumweltminister über die Umsetzung des neuen Abfallgesetzes geht hervor, daß eine Reihe von Neuregelungen geplant ist, die in die kommunalen Abfallsatzungen eingehen sollen und einen Anreiz schaffen können, Abfälle zu vermeiden bzw. Stoffe zu verwerten, bevor sie zu Abfällen werden können (Bericht der Bundesregierung, 1987, Teil B). In diesem Zusammenhang sind vor allem folgende Maßnahmen bzw. Überlegungen zu nennen:

- Gebührenregelungen, die einen verstärkten Anreiz zur Verwertung bzw. zur Erhöhung der Verwertungsquoten geben
- Zunahme und Intensivierung der getrennten Erfassung und Beseitigung von Schadstoffen im Hausmüll
- gezielte Beratung der Haushalte durch Abfallberater
- Aufrechterhaltung der Absatzmöglichkeiten für Altpapier
- Ausbau der Systeme zur getrennten Erfassung von Wertstoffen im Hausmüll
- Einführung von integrierten Verwertungssystemen (Neusser Modell)
- Förderung der Kompostierung von Abfällen aus Grün- und Parkanlagen

(BT-Drucksache 11/756; HARTKOPF und BOHNE, 1983).

Die Satzungsanpassung ist als Instrument in besonderem Maße geeignet, zur Verminderung der Abfallmengen in dem vom Volumen her zweitgrößten Abfallbereich „Hausmüll" beizutragen. Dabei wird man zu berücksichtigen haben, daß die Vermeidung bzw. die Verwertung von Abfällen in der dicht besiedelten Bundesrepublik ein Ziel ist, dessen Verwirklichung nicht oder jedenfalls nicht nur davon abhängig sein darf, ob jeweils gerade ein dauerhaft subventionsfreier Markt für Sekundärrohstoffe und -produkte besteht (Abschn. 4.3.1).

963. Eine von den Kommunen betriebene oder in ihrem Auftrag durchgeführte Verwertungslogistik kann den Anstieg der Beseitigungskosten und damit der Beseitigungsgebühren begrenzen und unter Umständen sogar zu einer Senkung führen. Das belegen die Erfahrungen vieler Kommunen, z. B. der Gemeinde Unterhaching. Das Beispiel des erfolgreich abgeschlossenen 18monatigen Modellversuchs dieser Gemeinde zeigt, daß es nicht notwendig finanzieller Anreize bedarf, um eine erhebliche Verminderung des Hausmülls zu erreichen. Durch eine systematische Trennung des Hausmülls seitens der Haushalte und Sammlung in hierfür aufgestellten Mülltonnenhäuschen, in denen sich die entsprechenden Container befinden (Bringsystem), konnte das Gewicht des zur Verbrennungsanlage abgefahrenen Hausmülls um rund 30% reduziert werden. Die auf Grundlage des

Modellversuchs neu beschlossene Abfallsatzung schreibt die Trennung des Abfalls für alle Haushalte zwingend vor. Dieses neue Abfallkonzept setzt auf die Einsicht der Bürger, nicht auf finanzielle Anreize. Die Gemeinde stellt — als infrastrukturelle Vorleistung — die genannten Mülltonnenhäuschen in ausreichender Anzahl bereit und betreibt die nach Wertstoffen und Restmüll getrennte Abfuhr. Finanziell stellen sich die Haushalte durch dieses neue Konzept nicht schlechter, aber auch nicht besser. Das Konzept ist für die Gemeinde in etwa kostenneutral, da die Einnahmen aus dem Verkauf der Wertstoffe und die Minderausgaben für Verbrennung und Deponierung (als Folge des getrennten Sammelns) die neuen Investitionen sowie die gestiegenen Gebühren der Stadt München für Abfallverbrennung und Deponierung gerade ausgleichen.

964. Die abfallrechtliche Zulässigkeit von Bringsystemen ist nicht ganz unstreitig. Nach Auffassung des Rates ist eine Bringpflicht bei zumutbarer Entfernung der Depotcontainer noch als eine nähere Ausgestaltung der abfallrechtlichen Überlassungspflicht und nicht als Umgehung der Pflicht der Gemeinde zur Einsammlung des Abfalls anzusehen (HÖSEL und von LERSNER, 1990, § 3 Rn. 5; KUNIG, 1988, § 3 Rndr. 18; anderer Meinung: BECKER, 1989, S. 269; SCHWERMER, 1989, § 3). Hiervon gehen auch einzelne landesrechtliche Regelungen aus (§ 7 LAbfG BW, § 2 LAbfG Rh.Pf., § 1 Abs. 2 AbfG SL). Allerdings steht vielfach eine den Bürger weniger belastende und wirksamere Alternative in Form einer weitgehenden Trennung von Abfällen bereits beim Abfallbesitzer zur Verfügung, so daß eine flächendeckende Einführung von Bringsystemen für verwertbare Abfälle unter dem Gesichtspunkt des Übermaßverbotes bedenklich erscheint. Darüber hinausgehend scheint das neue hessische Abfallgesetz (§ 2 Abs. 2 Satz 2) die Einführung von Bringsystemen gänzlich auszuschließen. Demgegenüber ermöglicht die Mustersatzung des Landes Nordrhein-Westfalen die Einführung der Bringpflicht.

5 Techniken in der Abfallwirtschaft

5.1 Einsammeln und Sortieren von Siedlungsabfällen

5.1.1 Vorbemerkungen

965. Grundvoraussetzung für einen wirtschaftlichen Wiedereinsatz von Sekundärrohstoffen in der Produktion ist eine optimale Abstimmung des Reinheitsgrades der potentiellen Wertstoffe auf die gewünschte Qualität des zu erzeugenden Produktes. Der Reinheitsgrad eines potentiellen Wertstoffs hängt — außer vom Wertstoff selbst — vom Erfassungssystem und dem nachgeschalteten Aufbereitungsverfahren ab. Eine Vermischung verschiedener Stoffe sollte möglichst schon beim Einsammeln von Abfällen vermieden werden. Daher ist eine Abkehr von der althergebrachten gemischten Müllabfuhr notwendig, wobei eine Trennung der sich in der Verwertung gegenseitig störenden Komponenten (Störstoffe) sinnvollerweise der Einsammlung vorgelagert oder direkt in sie integriert werden muß. Diese Integration erfordert die aktive Mitwirkung des Abfallerzeugers in Form der Getrennthaltung, d. h. der Vorsortierung, verschiedener Abfälle in Haushalt und Gewerbe.

966. Maßnahmen der getrennten Sammlung, die dem Bereich der Verwertung zuzuordnen sind, sind nicht mehr weitgehend freiwillige Aktivitäten, sondern können rechtlich zwingende Einrichtungen und damit auch Bestandteile von Abfallsatzungen der Kommunen werden. Dies gilt auch für den Anschluß- und Benutzungszwang für Systeme der getrennten Sammlung. Es sind Satzungsbestimmungen möglich, in denen zum Beispiel die Erfassung einzelner Stoffgruppen oder Stoffgemische in getrennten Behältern auf den Grundstücken (Holsysteme) festgeschrieben wird, wenn dies zumutbar ist. Aber auch für ein Bringsystem, z. B. Altglascontainer, kann im Rahmen der Satzung ein Benutzungszwang ausgesprochen werden. Das Problem der Überprüfung insbesondere des Benutzungszwanges ist allerdings weitgehend ungelöst. Ungeklärt ist noch, inwieweit Abfallvermeidungsgebote in kommunalen Abfallsatzungen festgeschrieben werden können.

967. Eine wesentliche Aufgabe der zukünftigen Abfallwirtschaft ist die schnelle und wirksame Verringerung der durch Abfälle verursachten Umweltbelastungen. Zur Erfüllung dieser Aufgabe kann die Verwertung von Abfällen ihr Wiedereinsatz als Sekundärrohstoffe sinnvoll sein, wobei im einzelnen Energie- und Stoffbilanzen ermittelt sowie Vergleiche zwischen der Produktion aus Sekundärrohstoffen und der Produktion aus Primärrohstoffen gezogen werden müssen. Solche „Ökobilanzen" müssen zudem die Qualität und Quantität der Emissionen berücksichtigen, was bisher an Hand von Einzelbeispielen versucht wurde, z. B. für Getränkeverpackungen (BOJKOW, 1989; FRANKE, 1983) und Höschenwindeln (LENTZ et al., 1989). Diese Einzelvergleiche vernachlässigen aber häufig einige Umweltauswirkungen bei Produktion oder Abfallentsorgung, so daß eine umfassende Bilanz nach dem Lastpaketkonzept bisher nicht aufgestellt wurde bzw. werden konnte (Abschn. 2.1.3; Tz. 683). Als besonders schwierig stellt sich dabei die Abgrenzung der bei der Gewinnung und Umwandlung von Rohstoffen bzw. bei dem Wiedereinsatz von Sekundärrohstoffen entstehenden Umweltauswirkungen dar. Es ist zum Beispiel noch eine offene Frage, ob die Umweltauswirkungen, die bei der Herstellung von Maschinen und Fahrzeugen entstehen, die für die Gewinnung der Rohstoffe, der Herstellung von Produkten oder der Sammlung und Aufbereitung der Sekundärrohstoffe notwendig sind, in die Berechnungen einbezogen werden sollen.

Es herrscht erhebliche Unsicherheit in der Bewertung des Wiedereinsatzes der verschiedenen Sekundärrohstoffe. Um dieser Unsicherheit zu begegnen, müssen in nächster Zukunft umfangreiche Untersuchungen durchgeführt werden. Ein erster Anfang ist seitens des Umweltbundesamtes gemacht, das Aufträge zur Erstellung von „Ökobilanzen" vergeben hat. Die erwartungsgemäß unterschiedlichen Ergebnisse sollen dann zu einer umfassenden Studie zusammengefaßt werden.

968. Folgende Ziele sollten bei der Einführung von Systemen zur getrennten Erfassung von Wertstoffen verfolgt werden, damit geeignete Systeme entwickelt und eingeführt werden können (VOGEL, 1981):

- Reduktion der Umweltbelastungen und des Energiebedarfs bei der Produktion von Verbrauchsgütern
- Reduktion der zu deponierenden bzw. zu verbrennenden Abfallmenge
- Erhöhung der verwertbaren Sekundärrohstoffmenge, einschließlich der Energieträger
- Reduktion der Verunreinigung bzw. Kontamination von verwertbaren Stoffen
- Verringerung der Importabhängigkeit bei verschiedenen Rohstoffen
- Bewußtmachen des Umwelt-, Energie- und Rohstoffproblems bei der Produktion von Verbrauchsgütern.

969. Es handelt sich sowohl um ökonomische als auch um ökologische Zielsetzungen, wobei vielfach

ein ökonomischer Vorteil, insbesondere bei volkswirtschaftlicher Sichtweise, auch ökologisch Entlastungen bringt. Das Abfallgesetz schränkt allerdings die Abfallverwertung dahingehend ein, daß die entstehenden Mehrkosten im Vergleich zu Verfahren der Beseitigung nicht unzumutbar sein dürfen und zudem ein Markt für gewonnene Stoffe oder Energie vorhanden sein muß oder geschaffen werden kann (Tz. 189ff.).

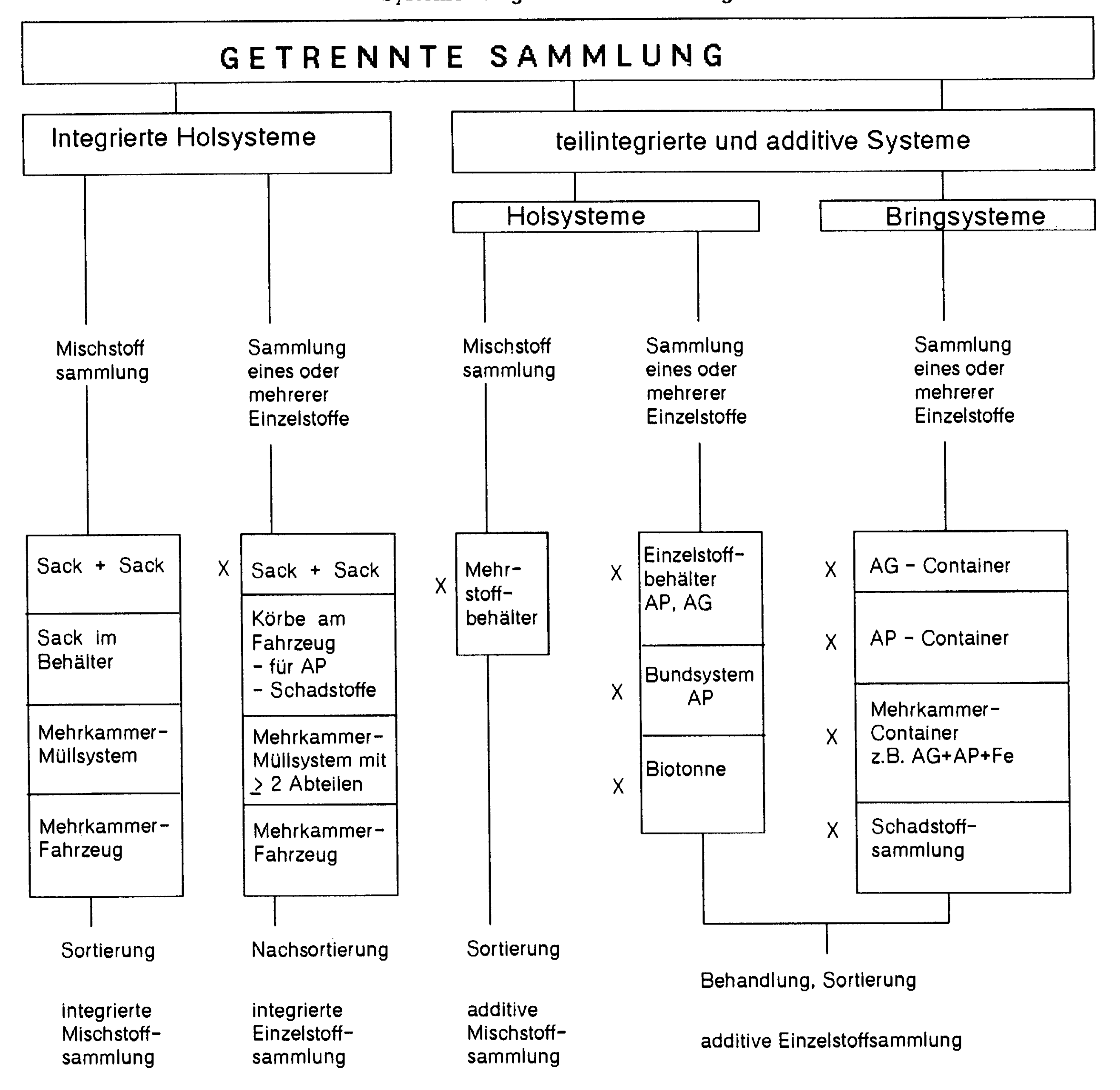
5.1.2 Getrennte Sammlung zur Erfassung von Wertstoffen und Problemstoffen

5.1.2.1 Systematik der getrennten Sammlung

970. Die getrennte Erfassung von potentiellen Wertstoffen ist mit Hilfe sehr unterschiedlicher Erfassungssysteme möglich. Die verschiedenen Systeme der getrennten Sammlung (Abb. 5.1.1) lassen sich nach folgenden Merkmalen unterscheiden:

Abbildung 5.1.1

Systeme zur getrennten Sammlung



AG: Altglas
AP: Altpapier
Fe: Eisenmetalle oder eisenhaltige Metallgemische, z. B. Dosen
x = häufiger angewendete Systeme

Quelle: GALLENKEMPER und DOEDENS, 1988, verändert

- hinsichtlich der Abfuhrorganisation in
  - integrierte Systeme: Sammlung von Wertstoffen und Restmüll erfolgt in einem oder mehreren Behältern zusammen in einem Arbeitsgang mit demselben Fahrzeug
  - teilintegrierte Systeme: separate Wertstoffabfuhr in besonderen Touren, im Austausch zu einer Restmülltour
  - additive Systeme: Sammlung von Wertstoffen zusätzlich zur normalen Hausmüllabfuhr mit separaten Fahrzeugen und getrennten Behältern;
- hinsichtlich des Benutzerkomforts in
  - Holsysteme: Wertstoffe werden beim Abfallerzeuger abgeholt
  - Bringsysteme: Transport der Wertstoffe durch den Erzeuger zu zentralen Sammelstellen; dieses Sammelsystem ist auch für die Erfassung von Problemstoffen geeignet (Abschn. 5.1.2.7);
- hinsichtlich des Grades der Vorsortierung im Haushalt in
  - Einzelstoffsammlung: Erfassung eines oder mehrerer Wertstoffe in jeweils separaten Behältern, z. B. Altglas oder Altpapier in getrennten Säcken oder Tonnen
  - Mischstoffsammlung: Sammlung gemischter Wertstoffe mit nachträglicher Sortierung.

5.1.2.2 Bringsysteme

5.1.2.2.1 Depotcontainer

971. Die Depotcontainer sind das klassische Sammelsystem für Altglas. Neben einer Sammlung als Mischglas wird, wie in Abschnitt 4.5.3.4 erläutert, die farbseparierte Sammlung aufgrund der Marktsituation verstärkt erforderlich und teils auch schon mit automatischer Farbsortierung im Behälter eingeführt. In zunehmendem Maße werden außerdem Depotcontainer für andere potentielle Wertstoffe, wie z. B. Altpapier oder Textilien, aufgestellt. Im Einsatz sind auch Container für zwei Wertstoffe, die sich mit einfachen Verfahren trennen lassen, wie z. B. Glas und Weißblechdosen. Als Behälter werden zum einen Umleerbehälter mit kleinerem Volumen, die mit Hilfe eines Fahrzeugladekrans nach Öffnen der Bodenklappe in das Sammelfahrzeug entleert werden, und zum anderen Wechselbehälter mit größerem Volumen, die nach Füllung gegen leere Behälter ausgetauscht werden, eingesetzt.

972. Alle additiven Container-Systeme haben folgende Vorteile:

- gute erzielbare Stoffqualität
- Möglichkeit der farbsortierten Glaserfassung
- hohe Flexibilität bezüglich sich ändernder abfallwirtschaftlicher Konzeptionen
- gute Einpassung in unterschiedliche Siedlungsstrukturen
- weitgehende Kostenneutralität bei Altglas und Altpapier gegenüber Abfallbeseitigungsgebühren, die von der erzielten Sammelmenge, Aufstelldichte und Erlössituation abhängig ist.

973. Die Erfassungsquoten liegen für Altpapier und Altglas zwischen 20 und 50% (Abb. 5.1.2 und 5.1.3); sie hängen insbesondere ab von der

- Dichte des Containernetzes (Einwohner pro Standplatz),
- maximalen Entfernung zum Container-Standplatz,
- Einführungsdauer der Sammlung,
- Kombination mit anderen Systemen (z. B. paralleles Altpapier Bundsystem durch Vereine und karitative Organisationen, Sack+Sack-System),
- Attraktivität der Standplätze.

Die Attraktivität der Standplätze wird dabei beeinflußt von

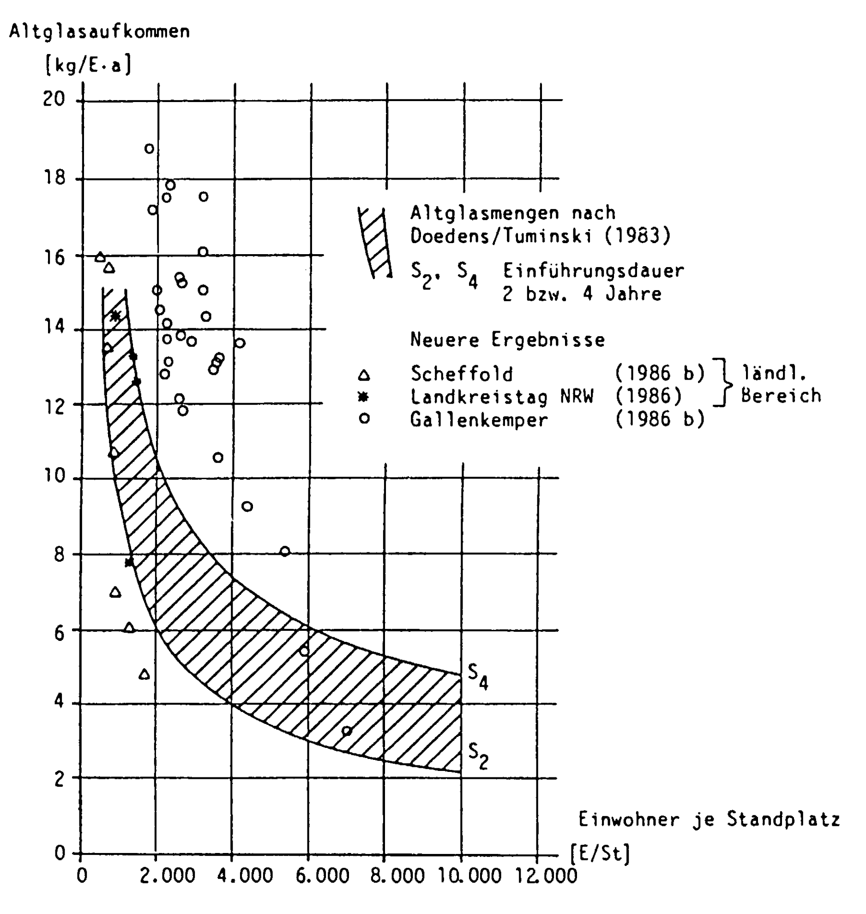
- ihrer Lage, z. B. zu Einkaufszentrum, Wohngebiet, Hauptverkehrsstraße,
- der Standplatzpflege, z. B. Befestigung und Reinigung,
- der Anzahl der abzugebenden Stoffe, z. B. mehr Altglas, wenn auch Altpapier abgegeben werden kann,
- der Kapazität und Häufigkeit der Leerung des Containers.

974. Die Leistungsfähigkeit des Systems ist in der Praxis unter anderem begrenzt durch die Schwierigkeit, insbesondere in Innenstadtgebieten in genügender Anzahl geeignete Standplätze auszuweisen. Die Beeinträchtigung des Stadtbildes, zunehmende Nutzung desVerkehrsraumes und die Lärmbelästigung führen oft zu Beschwerden von Anwohnern, die eine Aufgabe des Standplatzes nach sich ziehen können. Bei den Altpapier-Containern ist der Brandgefahr durch Vandalismus durch regelmäßige Abfuhren, Patenschaften usw. zu begegnen.

975. Die Erfassung von Altmetall und Altkunststoff über Depotcontainer hat gegenüber Altglas und Altpapier nur eine geringe Bedeutung. Auch bei verdichteter Containeraufstellung werden lediglich 10 bis 20% des jeweiligen Potentials erfaßt. Limitierender Faktor ist hierbei das geringe Schüttgewicht. Die Industrie hat daraufhin Container mit integrierter Preßeinrichtung vor allem für Weißblechdosen entwickelt, die allerdings eine eigene Stromversorgung oder einen direkten Anschluß an das Elektrizitätsnetz, z. B. in Einkaufszentren, haben müsen. Die Kosten für diese Container sind zudem relativ hoch, so daß sie bisher nur in Einzelfällen eingesetzt werden. Bei Erfassung auch größerer Schüttstücke müssen entweder größere Einwurföffnungen oder offene Container eingesetzt werden, wodurch die Gefahr der Verunreinigung vergrößert wird.

Abbildung 5.1.2

Einfluß der Standplatzdichte auf die erfaßte Altglasmenge je Einwohner und Jahr



Quelle: GALLENKEMPER und DOEDENS, 1988

5.1.2.2.2 Depotcontainer-Gruppen und Mehrkammercontainer

976. Zur getrennten Erfassung mehrerer Stoffkomponenten an einem Standplatz bieten sich nach GALLENKEMPER und DOEDENS (1988) folgende Alternativen an:

— Einzelcontainer für die verschiedenen Wertstoffarten

— Umleercontainersysteme, die speziell auf die getrennte Erfassung vieler Stoffkomponenten ausgerichtet sind

— Mehrkammercontainer als Wechselsystem.

977. Die Aufstellung von Einzelcontainern wird wegen des erhöhten Platzbedarfs und aus städtebaulichen Gründen problematisch, wenn mehr als 2 bis 3 Stoffkomponenten in getrennten Containern erfaßt werden sollen. Bei einer farbgetrennten Sammlung von Altglas sowie der Erfassung von Altpapier, Altmetall und Altkleidern werden sogar 5 bis 6 Container erforderlich, falls eine Sammlung mit einem Umleersystem durchgeführt werden soll. Für diesen Anwendungsfall sind verschiedene Behältersysteme entwikkelt worden, die sich entweder waben- oder scheibenförmig direkt miteinander kombinieren lassen und dadurch eine bessere Gestaltung der Standplätze zulassen.

978. Das Angebot der Erfassung mehrerer Wertstoffarten an einem Standplatz bietet den Bürgern einen besseren Entsorgungskomfort und führt zu einer höheren Motivation, sich an der getrennten Wertstofferfassung zu beteiligen.

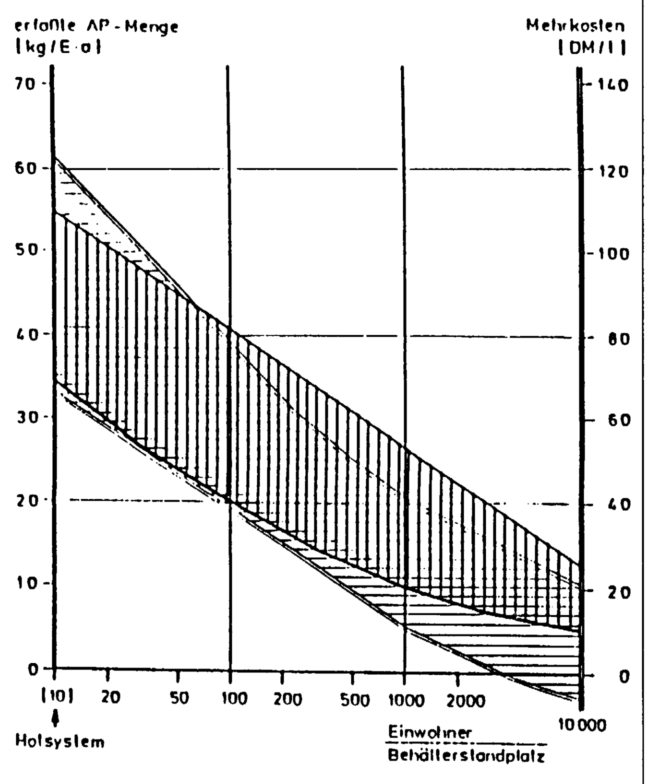
979. Mit dem Mehrkammercontainer (Abb. 5.1.4) können mehrere Wertstoffe, z. B. farbsortiertes Glas, Papier und Pappe, Metall, Kunststoff, Batterien und Medikamente in einem Container erfaßt werden. Die verschiedenen Stoffkomponenten werden gegebenenfalls nach Umladung den Sortieranlagen für die verschiedenen Wertstoffarten zugeführt.

Der Container benötigt als Absetz- und Wechselcontainer mehr Standplatzfläche als entsprechende Einstoff-Umleercontainer, zudem muß der gesamte Behälter abtransportiert werden, wenn auch nur einzelne Kammern voll sind. Im Mittel werden je Abfuhr nur etwa 2 t Wertstoffe von Fahrzeugen mit 7,5 t Gesamtgewicht abgefahren. Flexible Trennwände zwischen den einzelnen Kammern sollen hier Abhilfe schaffen.

980. Depotcontainer und Mehrkammercontainer sind die am weitesten verbreiteten Systeme zur getrennten Erfassung von potentiellen Wertstoffen aus

Abbildung 5.1.3

Kosten und Erfassungsgrade für die getrennte Sammlung von Altpapier (AP) bei unterschiedlichen Standplatzdichten



Quelle: DOEDENS, 1988

dem Hausmüll. 98 % aller Landkreise und kreisfreien Städte verfügen über Container für Altglas, 75 % über Container für Altpapier und 20 % über Container für Weißblech (UBA, 1989).

5.1.2.2.3 Recyclinghöfe

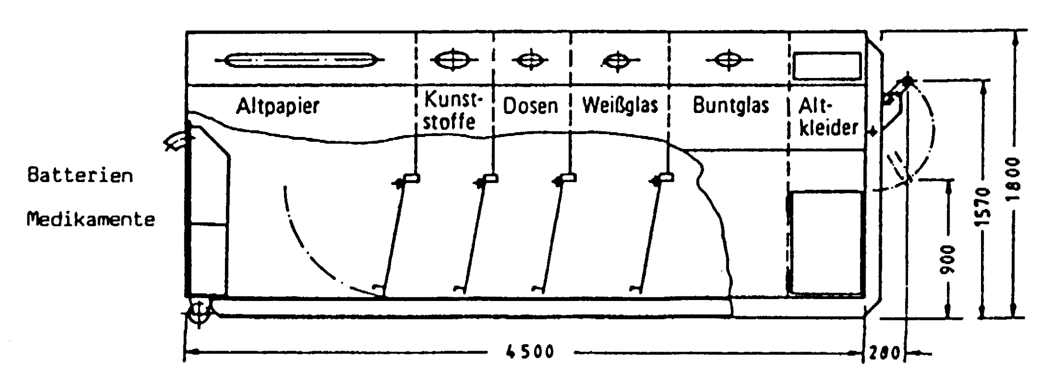
981. Während Depotcontainersysteme möglichst wohnungsnah für kleinere Einzugsgebiete im öffentlichen Verkehrsraum angeordnet sind, werden Recyclinghöfe als zentrale Erfassungsstellen verschiedener Wertstoffe für größere Einzugsbereiche eingerichtet. Zusätzlich zu den Wertstoffen Papier, Glas, Metall, Altkleider und Kunststoff können auch Gartenabfälle, Altreifen, Altholz sowie Problemabfälle erfaßt werden. Standorte in Verbindung mit anderen öffentlichen Einrichtungen, wie Bau- und Betriebshöfe, Kläranlagen, Deponien, Feuerwehrhäuser und dergleichen, sind vorteilhaft. Als Zielvorstellungen für den Einzugsbereich gibt TABASARAN (1986) je nach Bebauungsdichte 2 000 bis 20 000 Einwohner an. Diese benutzerfreundliche Zielvorstellung wird jedoch nur selten erreicht, da die Recyclinghöfe viel Platz beanspruchen und relativ kostenintensiv sind. Ergänzt werden können diese häufig stadtteilbezogenen Recyclinghöfe durch dezentrale Recyclingstationen, die zum Beispiel in Innenhöfen errichtet werden können und vom Personal des Recyclinghofes in Zusammenarbeit mit einem Hausmeister betreut werden (Tz. 1028).

982. Ein Vorteil der Recyclinghöfe auch gegenüber Containerstandplätzen mit mehreren Containern für verschiedene Wertstoffe ist in der intensiven Betreuung zu sehen. Die Wertstoffe werden sehr weitgehend getrennt, wodurch die Qualität erheblich verbessert werden kann (z. B. Garantie der Farbreinheit bei Glas). Es können Stoffe miterfaßt werden, für die eine Erfassung in herkömmlichen Containern unwirtschaftlich ist (Weißblechdosen und Verschlüsse, Aluminiumdosen und sonstige Aluminiumabfälle). Stoffe, die anderenfalls zusammen mit anderen Wertstoffen anfallen würden (z. B. Weinflaschen zur direkten Rückführung in Abfüllbetriebe), sind getrennt erfaßbar.

Eine Miterfassung von aufzuarbeitenden Gebrauchsgegenständen (Möbel, Elektrogeräte) ist möglich. Das Personal kann Beratungsfunktionen zur Abfallvermeidung und Verwertung wahrnehmen. Bei qualifiziertem Personal können auch Problemabfälle erfaßt werden. Es ist eine Kombination von Bringsystem und Holsystem möglich. In einzelnen Straßenzügen oder Häuserblöcken können die Wertstoffe durch das Personal des Recyclinghofes nach vorheriger Trennung in den Haushalten abgeholt werden. Das Holsystem

Abbildung 5.1.4

Beispiel eines Mehrkammercontainers



Quelle: GALLENKAMPER und DOEDENS, 1988

kann mit festen Touren oder aber auf Abruf organisiert werden.

Die Öffnungszeiten variieren je nach Bedeutung des Recyclinghofes und sollten auf jeden Fall auch Zeiten außerhalb der allgemeinen Arbeitszeiten, z. B. abends und samstags, einschließen. Im allgemeinen werden, zumindest bei kleineren Mengen, von privaten Anlieferern keine Gebühren erhoben.

983. Als Behältersysteme auf den Recyclinghöfen werden für potentielle Wertstoffe je nach örtlicher Situation die als Depotcontainer beschriebenen Umleerbehälter (Entleerung im Rahmen der übrigen Sammeltouren möglich) oder aber größere Absetzcontainer eingesetzt, die bei Bedarf abgefahren werden. Dabei wird möglichst weitgehend nach Stoffgruppen differenziert. Für Kartonagen und Blechdosen kann durch Preßcontainer mit vorgeschalteter Verdichtungseinrichtung eine höhere Nutzlast erreicht werden.

984. Die erfaßten Wertstoffmengen sind je nach Anlieferweg und Erfassungssystem sehr unterschiedlich. Zwei Versuchsprojekte von Großmarktbetreibern, die zum Ziel hatten, die Attraktivität von Recyclinghöfen in unmittelbarer Zuordnung zu Supermärkten durch eine Rücknahme von Wertstoffen gegen Entgelt zu steigern, führten zu Rücklaufmengen von ca. 20 kg pro Anlieferer. Bei einem Bezug auf die im Einzugsbereich von etwa 4 km lebenden Einwohner ergaben sich erfaßte Mengen von ca. 7 kg/E · a (GRÖNER, 1986). Im Recycling-Zentrum Hamburg-Harburg wurden 1986 bezogen auf die in einem Umkreis von ca. 3,5 km lebenden 70 000 Einwohner eine Menge von 12,9 kg/E · a erfaßt, in denen 1,6 kg/E · a Problemabfälle enthalten waren (Bürgerschaft der Freien und Hansestadt Hamburg, Mitteilungen des Senats, Drucksache 12/265, 1987).

985. Die Kosten der Recyclinghöfe ergeben sich neben den Kapital und Entsorgungskosten insbesondere aus den Kosten des Betriebspersonals. Derzeit werden die Stellen der Recyclinghöfe überwiegend im Rahmen von Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen besetzt, so daß eine tatsächliche Wirtschaftlichkeitsberechnung unter Einbeziehung der Personalkosten in der Regel nicht vorliegt. GALLENKEMPER und DOEDENS (1988) geben für einen Einzugsbereich von 35 000 Einwohnern und für sehr niedrig angesetzte erfaßte Mengen von 4 kg/E · a spezifische Erfassungskosten von 500 DM/t Wertstoff an, die dieses System im Vergleich zu anderen Erfassungssystemen aufwendiger erscheinen läßt.

5.1.2.3 Holsysteme

5.1.2.3.1 Bundsystem für Altpapier

986. Die Altpapiersammlung nach dem Bundsystem erfolgt separat, indem die Bündel oder Kartons vom Abfallerzeuger am angekündigten oder festen Termin an die Straße gestellt werden. Eine Textiliensammlung ist mit diesem System durchführbar und kombinierbar.

Der Vorteil dieses Systems liegt in den erzielbaren guten Stoffqualitäten. Nachteilig sind demgegenüber die geringen durchschnittlichen Erfassungsquoten von 20 bis 50%, abhängig von der Regelmäßigkeit, Häufigkeit und Bekanntmachung der Straßensammlungen und von der Abschöpfung von Papier durch andere Sammelsysteme. Tabelle 5.1.1 zeigt einige Ergebnisse.

Tabelle 5.1.1

Altpapier-Sammelergebnisse mit dem Bundsystem

Stadt Hamburg (1985)	regelmäßig wöchentlich	21 kg/E · a
Stadt Hannover (1988)	regelmäßig wöchentlich	28 kg/E · a *)
Landkreis Uelzen (1985)	regelmäßig monatlich	15 kg/E · a
Rhein-Sieg-Kreis (1984)	regelmäßig monatlich	17 kg/E · a
Landkreis Lüneburg (1989)	regelmäßig monatlich	34 kg/E · a *)

*) einschließlich Gewerbeanteil

Quelle: THEILEN, 1990

987. Wird die Bundsammlung nur von Altpapierhändlern, Vereinen usw. organisiert, so richtet sich die Intensität der Sammlung nach der Altpapiermarktlage und ist damit weder konstant noch kalkulierbar, allerdings ist der Absatz normalerweise gesichert. Eine mengenmäßig kalkulierbare Abfuhr kann durch entsprechende Verträge zwischen beseitigungspflichtiger Körperschaft und Altpapierhändlern oder mit direkter Beauftragung — eventuell mit von der Kommune garantierten Mindesterlösen — erzielt werden.

988. Folgende Probleme können bei der Bundsammlung auftreten:

- relativ hoher Kunststoffolienanteil durch Tragetaschen, in denen das Papier bereitgestellt wird
- Gefahr der Vernässung bei Regen und damit Abnahme der Qualität
- Beeinträchtigung des Straßenbildes durch ungenügend gebündeltes Altpapier
- schwierige Absatzlage bei gemischten Qualitäten
- Platzprobleme durch Zwischenlagerung des Altpapiers in derWohnung.

5.1.2.3.2 Mehrstoffbehälter („Grüne Tonne")

989. In jedem Haushalt wird neben dem ortsüblichen Müllbehälter ein Zusatzbehälter zur Aufnahme eines Wertstoffgemisches von Altpapier, Altglas, Altmetall, vereinzelt Altkunststoffen und Textilien zur Verfügung gestellt, das nach der Sammlung in Einzelstoffe sortiert werden muß. Wegen der Farbe der in den ersten Modellversuchen verwandten Gefäße ist dieses Verfahren unter dem Namen „Grüne Tonne" bekannt geworden und nicht mit der „Biotonne" für nativ-organische Abfälle (Abschn. 5.1.2.3.5) zu verwechseln.

990. Der Vorteil dieses Systems liegt in den deutlich höheren Erfassungsquoten von 55 bis 70 % des Wertstoffpotentials; diese sind nicht zuletzt Ausdruck für den Benutzerkomfort. Von den gesammelten Wertstoffen sind bis zu 70 bis 80 % verwertbar; der gesamte Hausmüll kann damit um bis zu 25 Gew.-% reduziert werden. Zu berücksichtigen ist allerdings, daß die bisherigen Versuche eher im ländlichen Raum durchgeführt worden sind. Eine Übertragung der Ergebnisse auf großstädtische Verhältnisse und Bewährung des Systems im Dauerbetrieb steht noch aus. Mit zunehmender Gewöhnung an das System ist eventuell mit mehr Fehleinwürfen und so mit einer Zunahme der zu beseitigenden Sortierreste zu rechnen.

Nachteilig sind die zusätzlichen Investitionen und Kosten für die Behälter und die Sortieranlage, wobei die zur Zeit angebotenen kombinierten mechanisch-manuellen Sortieranlagen noch nicht als ausgereift angesehen werden können (vgl. Abschn. 5.1.4).

991. Nur wenn die Abfuhr der zwei Behälter alternierend erfolgen kann, z. B. erste Woche Restmüll, zweite Woche Wertstoffe oder zwei Wochen Restmüll, eine Woche Wertstoffe usw., fallen keine zusätzlichen Sammelkosten an. Wenn jedoch im Sommer die Restmülltonne aus hygienischen Gründen wöchentlich abgefahren werden muß, erhöhen sich die Sammelkosten entsprechend. Die Abfuhr sollte möglichst schonend durchgeführt werden, um eine starke Vermischung und damit eine starke Verschmutzung zu verhindern. Hohe Preßdrücke in Preßmüllfahrzeugen, die längere und damit wirtschaftlichere Touren ermöglichen, sollten vermieden werden.

992. Die mit dem System Mehrstoffbehälter erzielbaren relativ hohen Rückgewinnungsraten werden in der Regel durch niedrigere Produktqualitäten, z. B. verschmutztes Papier, erkauft.

Glas

993. Mit dem Mehrstoffbehälter kann Glas nur farbgemischt gesammelt werden. Große Anteile gehen bei Sammlung, Transport und Sortierung zu Bruch und lassen sich daher nicht mehr verwerten. Die Verwertungsquote beträgt nur etwa 50 % der Erfassungsquote. Glas sollte daher nur für sich, möglichst farbsortiert und nicht mit dem Mehrstoffbehälter erfaßt werden.

Altpapier

994. Die Qualität des Altpapiers aus dem Mehrstoffbehälter ist schlechter als aus der Bund- oder Containersammlung. Verschiedene Verschmutzungen, z. B. feinste Glassplitter, die mechanisch nicht mehr abgetrennt werden können, bedeuten bei der Papieraufbereitung und -herstellung eine Qualitätsminderung und damit geringere Erlöse oder gar den Verlust der Vermarktbarkeit.

Kunststoffe

995. Bei einer Erfassung gemischter Kunststoffabfälle in Mehrstoffbehältern bestehen noch Probleme. So ist eine mechanische Sortierung von Kunststoffgemischen noch nicht ausreichend erprobt. Ohne entsprechende Kennzeichnungspflicht ist keine sortenreine Erfassung möglich bzw. praktikabel und es gibt noch keine ausreichenden Verwertungskapazitäten. Von einer Erfassung der Kunststoffe in Mehrstoffbehältern muß daher derzeit abgeraten werden.

Metalle

996. Erfaßbar sind bei der Sortierung des Gemisches durch Magnetabscheidung nur die ferromagnetischen Bestandteile, also im wesentlichen Weißblech und Kronenverschlüsse. Die im Vergleich zu Müllschrott aus Abfallverbrennungsanlagen wesentlich höhere Qualität garantiert eine sichere Vermarktung. Der nicht magnetisierbare Rest wird, gegebenenfalls nach Handsortierung, deponiert.

Textilien

997. Die verwertbaren Qualitäten werden vorwiegend vorab durch gut etablierte, zumeist karitative Altkleider- und Textilsammlungen, zum Teil mit Depotcontainern, abgeschöpft. Es sind rückläufige Erträge der karitativen Sammlungen um bis zu 70 % in Gebieten nach Einführung des Mehrstoffbehälters festgestellt worden. In Mehrstoffbehälter gelangen häufig eher minderwertige Waren, die durch das Gemisch noch zusätzlich verschmutzt werden und nicht absetzbar sind. Textilien sollten deshalb nicht in Mehrstoffbehältern gesammelt werden.

Zusammenfassung

998. Die gemeinsame Erfassung von mehreren potentiellen Wertstoffen in einem Behälter, der sogenannten Grünen Tonne, führt zwar zu hohen erfaßten Altstoffmengen, aber auch zu technischen Sortierproblemen und zu Qualitätseinbußen einzelner Stoffe, die nur teilweise mit erheblichem Maschinen- und Personalaufwand ausgeglichen werden können. Das System führt zu geringeren vermarktbaren Mengen als bei den zuvor beschriebenen Systemen und verursacht größere Mengen zu deponierender Sortierreste.

5.1.2.3.3 Einzelstoffbehälter ab Haus

999. Zusätzlich zum Restmüllbehälter wird für jeden erfaßten trockenen Wertstoff (z. B. Altpapier oder Altglas) ein weiterer Behälter auf dem Grundstück aufgestellt und getrennt abgefahren. Als Vorteil gegenüber dem Mehrstoffbehälter entfällt der hohe Sortieraufwand für die Trennung verschiedener Wertstoffe. Der Nachteil des höheren Behälteraufwandes kann vermindert werden durch Beschränkung auf einen mengenmäßig überwiegenden oder gut verwertbaren Wertstoff oder auch alternierende Abfuhr von verschiedenen Einzelstoffen zu alternierenden Terminen in demselben Behälter.

Wegen der hohen Behälterkosten und meist nur begrenzt unterzubringender Behälterzahl ist eine Beschränkung auf Altpapier und Altglas sinnvoll. Aufgrund der leichten Sortierbarkeit mit Magnetabscheidern bietet es sich an, gemeinsam mit Altglas auch Weißblechdosen zu sammeln. Miterfaßte nichtmagnetische Aluminiumdosen und -deckel setzen dagegen bei der Altglasverwertung die Glasqualität herab.

1000. Die Abfuhrorganisation kann erfolgen als

— integrierte Abfuhr mit wöchentlicher Abfuhr von Restmüll und Altstoff(en) im Zwei- oder Dreikammerfahrzeug in einer Tour oder

— teilintegrierte Abfuhr mit je einem Behälter pro Altstoff in wöchentlichem Wechsel mit der Restmüllabfuhr oder

— additive Abfuhr mit wöchentlicher Abfuhr von Restmüll; zusätzlich nach Bedarf mit einem zweiten Fahrzeug zur Abfuhr der Wertstoffbehälter.

Eine Staffelung der Gebühren für die Abfuhr von Restmüll und Altstoffbehältern bietet einen Anreiz für die Benutzung von Altstoffbehältern.

Einzelstoffbehälter wurden zuerst in Berlin und Frankfurt-Oberrad eingesetzt, wobei in Frankfurt 25 kg/E · a Altglas und 35 kg/E · a Altpapier erfaßt wurden. Verschiedentlich wurden auch Mehrstoffbehälter auf den Altpapier-Einzelstoffbehälter umgestellt.

5.1.2.3.4 Wertstoffsack (Sack + Sack, Behälter + Sack)

1001. Von den in Abbildung 5.1.1 aufgeführten integrierten Sammelsystemen ist das Sack+Sack-System am weitesten verbreitet. In Gebieten, in denen die Hausmüllabfuhr in Säcken erfolgt, können durch Ausgabe unterschiedlich eingefärbter oder durchsichtiger Säcke verschiedene potentielle Wertstoffe als Einzel- oder Mischstoffe erfaßt werden. Restmüll- und Wertstoffsäcke werden in einem Arbeitsgang auf einem Fahrzeug gemeinsam gesammelt und mit geringem Sortieraufwand beim Umschlagen voneinander getrennt.

1002. Die Vorteile dieses Systems liegen in den geringen Kosten. Im Landkreis Hannover konnte dieses System kostenneutral eingesetzt werden. Der geringe Anteil an Fremdstoffen und Sortierverlusten (0,5 %) garantiert höchste Wertstoffqualitäten und eine bessere Vermarktung. Es sind keine Investitionen für neue Behälter und eine zentrale Sortieranlage erforderlich. Aufgrund der Flexibilität des Systems Sack + Sack beim Behältervolumen ist eine Erweiterung der erfaßbaren Wertstoffpalette (einschließlich Grünabfall) jederzeit möglich.

1003. Die erfaßten Mengen sind geringer als bei entsprechenden Behältersystemen, wobei die anfallende Hausmüllmenge in der Regel beim Sacksystem wesentlich geringer ist als beim Müllgroßbehälter-System. Da Sortierreste kaum anfallen, liegen die tatsächlich verwertbaren Mengen beim Sack+Sack-System mit ca. 20 %, bezogen auf den Hausmüll, in der gleichen Größenordnung wie bei dem Mehrstoffbehälter. Das System ist allerdings weniger benutzerfreundlich und bedeutet für das Ladepersonal eine körperliche Mehrbelastung, die durch entsprechende Fahrzeugaufbauten reduziert werden kann. Tabelle 5.1.2 zeigt einige Ergebnisse der Wertstoffsammlung mit Sack.

Möglich, aber nicht empfehlenswert ist die Wertstoffsackabfuhr auch in Kombination mit der Restmüllabfuhr im Müllgroßbehältersystem.

In allen oben genannten Anwendungsfällen wurden bisherige Erfassungssysteme für Altpapier und Altglas weitergeführt. Zusätzlich zu den über den Sack erfaßten Wertstoffen können ca. 10 bis 35 kg/E · a über Container, Altpapier-Bundsystem usw. erfaßt werden.

1004. Folgende Nachteile haben sich für das Sack+Sack-System ergeben:

— Konventionelle Preßmüll-Sammelfahrzeuge können nicht eingesetzt werden, weil die Säcke durch die Verdichtung zum Teil zerstört würden.

— Die körperliche Beanspruchung des Ladepersonals ist vergleichsweise hoch.

— Eine Farbtrennung des Glases durch den Bürger ist problematisch.

— Der Einwohneranteil in Wohngebäuden mit 1,1 m^3-Behältern läßt sich nur schwer einbeziehen.

— Das Entleeren der Wertstoffsäcke muß entweder manuell, d. h. zeitaufwendig, oder maschinell, d. h. kostenintensiv, erfolgen.

5.1.2.3.5 Erfassung von Vegetabilien (Biotonne)

1005. Haushaltsabfälle enthalten 30 bis 50 % kompostierbare Substanzen. Mit der Erfassung und Verarbeitung dieses Anteils kann eine Verringerung der Restmüllmenge erzielt werden, die von keinem der Systeme für trockene Wertstoffe erreicht wird.

1006. Vorrang vor einer zentralen Verwertung sollte stets die Abfallvermeidung durch Eigenkompostierung haben. Wo dies nicht möglich ist, können Gartenabfälle und geeignete Küchenabfälle (Biomüll) mit folgenden Verfahren erfaßt werden:

Tabelle 5.1.2

Gebiete und erfaßte Mengen mit Wertstoffsacksammlung
(Stand 1986)

System	Gebiet	an Sackabfuhr angeschl. Einwohner E	Frequenz der Wertstoffabfuhr	im Wertstoffsack erfaßte Werkstoffe		sonstige Erfassung (Container, Vereine) kg/(E · a)
				kg/(E · a)	Stoffgruppen	
S + S voll-integriert	LK Hannover/ (teilweise Stadt Hannover	430 000 davon 35 000	wöchentlich wöchentlich	40 50	Altpapier, Altglas zusätzl. Grünabfall	13
S + S separat	LK Nienburg	109 000	14täglich	16 *)	Altpapier, Altglas Weißblech	~22
S + S separat	Stadt Bückeburg	20 000	wöchentlich	27 *)	Altpapier, Altglas	35 *)
B + S separat	Stadt Hildesheim	max. 100 000	14 täglich	n. b.	Wertstoffgemisch	n. b.
B + S separat	LK Hildesheim	185 000	monatlich	15	Altpapier, Altglas, Altmetall	n. b.
B + S separat	LK Goslar	113 000	14täglich	40	Altglas + Dosen im Sack; Altpapier Bundsystem	n. b.
B + S separat	Stadt Eckernförde Versuchsgebiete	16 000	wöchentlich	25	Altpapier, Altglas, Altmetall	n. b.

n. b. — nicht bekannt
*) Werte für 1986
S + S = Sack + Sack
B + S = 120/240-Liter-Müllgroßbehälter + Sack
Quelle: GALLENKEMPER und DOEDENS, 1988

— 1-Tonnen-System

gemischte Hausmüllabfuhr mit nachträglicher mechanischer Aussortierung einer organischen Fraktion in einer Sortieranlage (keine Biotonne)

— 2-Tonnen-System

a) primäre Wertstofferfassung im Mehrstoffbehälter, Restmülltonne für den verbleibenden Naßmüll, Aufbereitung des Naßmülls, z. B. in Garching

b) primäre Biomüllerfassung mit der Biotonne, ein zweiter Behälter für Restmüll ohne weitere Wertstoffauslese, z. B. in Göttingen.

Wegen der höheren Schadstoffgehalte im Kompost aus der Hausmüll- aber auch der Naßmüllaufbereitung werden diesen Verfahren zur Kompostierung zukünftig kaum noch Chancen eingeräumt. Neben der Eigenkompostierung ist daher zur Erzielung eines schadstoffarmen und verwertbaren Komposts die primäre, gezielte Biomüllsammlung mit einem separaten Behälter, der Biotonne, das geeignete System (vgl. Kap. 5.2).

1007. Die Vorteile der Biotonne lassen sich wie folgt zusammenfassen:

— Erfassung der mit 30 bis 50 % mengenmäßig größten Fraktion

— Verringerung der Restmüllmenge je nach Teilnahmegrad bis zu 30 %

— gesicherte Verwertung des Komposts durch geringe Schadstoffgehalte

— durch Entzug der feuchten organischen Fraktion Verminderung der Emissionen (Sickerwasser, Deponiegas) bei Deponierung des Restmülls

— Erhöhung und Ausgleich des Heizwertes vom Restmüll bei Verbrennung

— Möglichkeit der Kombination mit anderen Systemen der getrennten Sammlung

— kommunaler Einfluß auf Produktvermarktung durch Einsatz in öffentlichen Grünanlagen.

Nachteilig sind die Investitionen und der Platzbedarf für die zusätzlichen Tonnen. In Kombination mit einem Mehrstoffbehälter würden dann schon drei Gefäße pro Haushalt benötigt.

1008. Im Vergleich zum erforderlichen Behältervolumen für die konventionelle Hausmüllabfuhr beträgt das erforderliche Biotonnenvolumen wegen des höheren Raumgewichtes der Grünabfälle nur 25 bis 40 %; als Mindestausstattung muß jedoch ein Behälter für Grünabfall pro Grundstück bzw. Behälterstandplatz vorgehalten werden. Das Behältervolumen für Restmüll muß bei im wöchentlichen Wechsel alternierender Abfuhr von Biotonne und Restmüllbehälter um bis zu 50 % erhöht werden. Hier können sich bei der Verpflichtung zur Teilnahme durch die Festlegung einer

Behältergröße satzungsrechtliche Probleme ergeben.

1009. Das Abfuhrintervall für die Biotonne darf aus hygienischen Gründen 14 Tage nicht überschreiten; in den Monaten von April bis Oktober soll deshalb sogar eine wöchentliche Abfuhr der Biotonne erfolgen (STEIN, 1989). In den Versuchen in Wolfsburg, Göttingen und Bad Dürkheim ist bisher allerdings keine wöchentliche Leerung notwendig gewesen. Probleme mit der vierzehntäglichen Abfuhr sind allerdings in Gebieten mit überwiegendem Anfall von Küchenabfällen zu erwarten.

5.1.2.3.6 Mehrkammermüllsystem MKMS und Mehrkammertonne MEKAM

1010. Das Mehrkammermüllsystem (MKMS) ist erstmalig 1979/80 in Konstanz für ca. 1 000 Einwohner erprobt worden. Es werden noch nicht genormte Müllgroßbehälter mit 230 l Nutzvolumen verwendet, die mit einer Trennwand in zwei Kammern aufgeteilt werden. Die Teilung des Behälters kann durch steckbare Trennwände variabel gehalten werden. Üblich sind Aufteilungen von 30 bis 50 % für den Wertstoff oder das Wertstoffgemisch sowie 50 bis 70 % für den Restmüll. Anfängliche Stabilitätsprobleme mit längsgeteilten Sammelfahrzeugen durch unterschiedliche Anteile an Wertstoffen und Restmüll sind inzwischen durch die Entwicklung eines quergeteilten Aufbaus mit verschiebbarer Trennwand ausgeräumt worden.

Die Vorteile des MKMS sind vor allem in der einfachen Abfuhrorganisation sowie im Fehlen von Standortproblemen zu sehen. Nachteilig sind die erhöhten Behälter- und Fahrzeugkosten sowie die verringerte Nutzlast der Fahrzeuge durch die Trennwand, was letztendlich zur Einstellung des Versuches führte.

1011. Aufbauend auf den Erfahrungen mit dem MKMS wird zur Zeit in mehreren Landkreisen Baden-Württembergs sowie im Kreis Coesfeld das MEKAM-System (Mehrkammertonne) getestet. Die Tonnen sowie die Fahrzeuge sind im Verhältnis 60 % : 40 % aufgeteilt und werden zur Trennung zwischen Biomüll (40 %) und Restmüll (60 %) genutzt. Eine variable Entleerungsvorrichtung für den Behälter am Fahrzeug, bei der der gesamte Tonneninhalt in eine der beiden Kammern entleert werden kann, erhöht die Flexibilität des Systems; so kann z. B. bei offensichtlich starker Verschmutzung des Biomülls diese Fraktion dem Restmüll zugeordnet werden. Durch die Trennung in zwei ähnlich strukturierte Stoffgruppen mit nur geringen Dichteunterschieden sollen insbesondere die Fahrzeugprobleme verringert werden.

1012. Die Versuche in der Stadt Asperg und in den Gemeinden Eisingen und Wurmberg (insgesamt 20 000 Einwohner), bei denen das MEKAM-System in Ergänzung zur Wertstofftonne für Papier und Glas die bisherige Restmülltonne ersetzte, ergaben einen erfaßten Biomüll-Anteil von 19 bis 30 % des Hausmülls und hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls. Zusammen mit der getrennten Erfassung von Papier und Glas (getrennt in der Wertstofftonne an zwei hintereinanderfolgenden Tagen) ergibt sich die getrennt gesammelte und verwertete Menge zu ca. 35 bis 50 %. Der erzeugte Kompost weist Schwermetallgehalte auf, die bei einigen Parametern (Hg, Cd, Pb, Cr) unter den Grenzwerten des Umweltzeichens RAL-UZ 45 sowie des Merkblattes M 10 der LAGA (Abschn. 5.2.8) liegen, bei anderen (Cu, Ni, Zn) diese aber in Einzelfällen auch bis zu 15 % (mit einer Ausnahme beim Kupfer) überschreiten. Der Störstoffanteil (inklusive Papier) im Biomüll liegt zwischen 4,4 und 8,9 %, der Gehalt an kompostierbaren Stoffen im Restmüll bei ca. 10 %.

5.1.2.3.7 Systemkombinationen

1013. Die in den vorangegangenen Abschnitten beschriebenen Holsysteme verwenden bis zu zwei unterschiedliche Behälter pro Grundstück. Diese beiden Behälter werden meist alternierend abgefahren, wobei der Wertstoffbehälter häufig seltener abgefahren wird als der Restmüllbehälter. Werden trockene Wertstoffe als Einzelstoff gesammelt, z. B. mit der Altpapier-Tonne, so können an verschiedenen Tagen auch mehrere Wertstoffe mit nur einer Tonne erfaßt werden. Der Bürger muß dann die potentiellen Wertstoffe zwischenlagern und die Wertstofftonne jeweils zum richtigen Zeitpunkt bereitstellen. Dies erfordert allerdings einen erheblichen Organisationsaufwand, was den Erfolg des Systems zweifelhaft erscheinen läßt. Bei der Biotonne sollte eine vierzehntägliche Abfuhr im Winter, in den Monaten April bis Oktober eine wöchentliche Abfuhr aus hygienischen Gründen nicht überschritten werden. Ergänzt werden diese Holsysteme meist durch zusätzliche Bringsysteme (z. B. Depotcontainer).

1014. Mit 3- bzw. 4-Behälter-Systemen können zum Beispiel trockene Wertstoffe und Biomüll zwar mit niedrigerem Sortieraufwand und guter Wertstoffqualität gewonnen werden, der Sammelaufwand und besonders die Behälterkosten sind hierbei jedoch sehr hoch. Es sind die verschiedensten Abfuhrkalender denkbar (GALLENKEMPER und DOEDENS, 1988). Sie unterscheiden sich durch die Häufigkeit der Abfuhr der einzelnen Behälter sowie durch die Kombination untereinander.

1015. Die gesammelten Wertstoffmengen bei 3- bzw. 4-Behälter-Systemen sind in der Summe den verschiedenen 2-Behälter-Systemen gleichzusetzen, z. B.

- 60 bis 100 kg/E · a
  für Altpapier, Altglas bzw. trockene Wertstoffe,
- 50 bis 150 kg/E · a
  für Biomüll, je nach Gebietsstruktur und Teilnahmequote.

1016. Die Reduzierung der Hausmüllmenge ist nach den wenigen bisher vorliegenden Erfahrungen sehr unterschiedlich, je nach Behältervolumenangebot vor der Einführung eines Mehrtonnensystems bei

- ca. 10 bis 30 %
  bei 50 l-Mülleimern und 120 l-Müllgroßbehältern bzw. bei einem Volumenangebot 15 bis 25 l/E · Woche vor der Umstellung,
- ca. 35 bis 60 %

bei 240 l-Müllgroßbehältern bzw. bei einem Volumenangebot von 45 bis 70 l/E · Woche vor der Umstellung.

1017. Die mit der Einführung von Mehrtonnensystemen verbundenen Probleme sind:

- Standplatzprobleme für mindestens drei Behälter pro Grundstück
- satzungsrechtliche Anforderungen für die Bürger bezüglich Vorsortierung sowie Beachtung der verschiedenen Abfuhrtermine
- hoher Organisationsaufwand
- hohe Kosten
- Verdrängung bestehender Aktivitäten zur Altstofferfassung, Konkurrenz zur Eigenkompostierung.

1018. Außer den Kombinationen im reinen Holsystem können auch 2- oder 3-Behälter-Systeme im Holsystem kombiniert mit dichter aufgestellten Containern im Bringsystem sinnvolle Varianten sein, z. B. Altpapier-Einzelstoffbehälter + Biotonne + Altglas-Container (dichter aufgestellt).

Die hieraus verwertbaren Mengen sind nur unwesentlich geringer als beim Einsatz des Mehrstoffbehälters. Wertstoffqualität, Sortieraufwand und -kosten sind dagegen günstiger als beim Mehrstoffbehälter. Der Altpapier-Einzelstoffbehälter könnte zudem durch ein Altpapier-Bundsystem ersetzt werden, was zwar zu geringen Einbußen in der Wertstoffmenge führt, aber nicht die Platzprobleme eines zusätzlichen Behälters aufweist.

5.1.2.4 Überblick über Sammelmengen und -kosten

1019. Verwertbare Altstoffmengen aus dem Hausmüll lassen sich für örtliche Planungen nicht aus der „Bundesweiten Hausmüllanalyse" (ARGUS, 1986) bestimmen, da hierin zum Beispiel nicht zwischen verwertbarem und nicht verwertbarem, d. h. verschmutztem oder zu kleinstückigem, Altpapier unterschieden wird. Brauchbare Anhaltswerte geben dagegen die in Tabelle 5.1.3 genannten Schwankungsbereiche für Erfahrungswerte zu verwertbaren Altstoffmengen und Verwertungsgraden bei unterschiedlichen Sammelsystemen.

Auch hier bleiben aber Unsicherheiten, mindestens im Umfang der Schwankungsbereiche, bedingt durch regionale Abweichungen, unterschiedliches Verbraucher- und Sammelverhalten und den Umfang eventuell schon bestehender konkurrierender Sammelakti-

Tabelle 5.1.3

Verwertbare Altstoffmengen und Verwertungsgrad bei verschiedenen Systemen der getrennten Sammlung

System \ Altstoff	Altpapier		Altglas		Altmetall	Altkunststoff	trockene Wertstoffe gesamt	Bioabfall
	Menge	Verwertungsgrad[1]	Menge	Verwertungsgrad[2]				
	kg/E · a	%	kg/E · a	%	kg/E · a	kg/E · a	kg/E · a	kg/E · a
Bringsysteme (Container)								
2 000 E/Standplatz	5–15	8–25	5–15	13–38	0,5–2,5	(1–2)	15 bis 50	5–30
1 000 E/Standplatz	10–25	17–42	10–20	26–51				
500 E/Standplatz	15–30	25–50	15–25	38–64				
Holsysteme AP-Bundsystem								
— wöchentlich	20–35	33–58	—	—	—	—	—	—
— 14-tägig	15–25	25–42	—	—	—	—	—	—
— 4-wöchentlich	10–20	17–33	—	—	—	—	—	—
AP-Behälter	35–55	58–92	—	—	—	—	—	—
AG-Behälter	—	—	15–30	38–77	—	—	—	—
Mehrstoffbehälter (Wertstofftonne)	30–50	50–83	12–30	31–77	5–10	(5–10)	50–80	—
Sack+Sack	5–25	8–42	5–20	13–51	1–2	(5)	15–45	30–60
Biotonne	—	—	—	—	—	—	—	50–140[3]

[1]) bezogen auf AP-Potential von 60 kg/E · a
[2]) bezogen auf AG-Potential von 39 kg/E · a
[3]) gilt nur für den Anteil des Einsatzgebietes am Gesamt-Entsorgungsgebiet
(( ) — nicht empfehlenswert)

AP = Altpapier
AG = Altglas

Quelle: GALLENKEMPER und DOEDENS, 1988

vitäten. Gesicherte Prognosen lassen sich daher nur aus örtlichen Vorversuchen in statistisch gesichert ausgewählten Testgebieten in Verbindung mit örtlichen Müllanalysen gewinnen. Erheblichen Einfluß auf die erfaßbare Wertstoffmenge hat zudem die Information der Bürger.

1020. JÄGER (1989) gibt eine Zusammenstellung über die mit verschiedenen Kombinationen erzielbaren Deponieentlastungspotentiale, wobei er allerdings von einer sehr weitgehenden Erfassung und Verwertung sowie einer 100%igen Beteiligung ausgeht (Tab. 5.1.4). Die Daten unterscheiden sich zum Teil von den in Tabelle 5.1.3 aufgeführten, was auf die unterschiedlichen Annahmen zurückzuführen ist. Insbesondere der von JÄGER angegebene Anteil an Vegetabilien von 90%, der mit der Biotonne erfaßbar sein soll, ist sehr hoch angesetzt, zumal die Biotonne sinnvoll nur in Siedlungsgebieten mit erheblichem Gartenanteil eingesetzt werden kann. Der Tabelle 5.1.4 können nach JÄGER auch Hinweise auf mögliche und sinnvolle Kombinationen entnommen und damit die jeweilige Deponieentlastung ermittelt werden, z. B.:

— Altglas-Depotcontainer + Altpapier-Bundsammlung + Biotonne, Deponieentlastung 44,3%

— Altglas-Depotcontainer + Altpapier-Einzelstoffbehälter + Biotonne, Deponieentlastung 53,6%

— Mehrstoffbehälter für Altpapier, Altglas, Altmetall („Grüne Tonne") + Biotonne, Deponieentlastung 50,2%.

Insbesondere bei der gemischten Erfassung durch Mehrstoffbehälter (z. B. Altpapier + Altglas + Altmetall) sind aber einer weitgehenden, qualitativ hochwertigen Verwertung durch die gegenseitige Verschmutzung Grenzen gesetzt.

1021. Kostenberechnungen für nahezu alle bekannten Systeme der getrennten Sammlung sind von GALLENKEMPER und DOEDENS (1988) veröffentlicht worden (Tab. 5.1.5). Die Untersuchung des Einflusses örtlich erfaßbarer Mengen und auch der aktuell erzielbaren Erlöse bleibt einer Planung im Einzelfall vorbehalten. Bei den in der Tabelle genannten ersparten Entsorgungskosten handelt es sich um Transport-, Sortier- und Deponiekosten.

Tabelle 5.1.5 zeigt, daß außer dem Altglas-Depotcontainer alle Systeme der getrennten Sammlung eine Zuzahlung erfordern. Die Mehrkosten der intensiv erfassenden Holsysteme, vor allem beim Mehrstoffbehälter und bei der Biotonne, liegen über dem heutigen Kostenniveau von Abfallverbrennungsanlagen.

Tabelle 5.1.4

Erfaßbare Mengen, verwertbarer Wertstoffanteil sowie Hausmüll-Reduzierung durch verschiedene Systeme zur getrennten Erfassung

Sammelsystem	Altstoff-Potential	Erfaßbare Mengen		Verwertbarer Anteil		Recyling-Rate	Hausmüll-Reduzierung
	kg/E·a	%	kg/E·a	%	kg/E·a	%	Gew.-%
Depotcontainer Altglas farblos + bunt	36	40	14,4	95	13,7	38,0	4,6
Depotcontainer Altpapier	66	25	16,5	98	16,2	24,5	5,4
Bundsystem Altpapier Pritschenwagen	66	30	19,8	97	19,2	29,1	6,4
Einstoffbehälter Altpapier alternierend	66	75	49,5	95	47,0	71,2	15,7
Mehrstoffbehälter AP, AG, AM alternierend	117	62	72,5	70	50,8	43,4	16,9
Biotonne Biomüll alternierend	120	90	108,0	93	100,0	83,3	33,3

AP = Altpapier
AG = Altglas
AM = Altmetall

Quelle: JÄGER, 1989 verändert

Tabelle 5.1.5

Typische Kosten verschiedener Systeme zur getrennten Sammlung

Kosten / System	Kosten in DM/t verwerteter Stoff					
	ohne Erlöse, ohne ersparte Entsorgungskosten		mit Erlösen, jedoch ohne ersparte Entsorgungskosten		mit Erlösen und mit ersparten Entsorgungskosten	
	DM/t	DM/E·a	DM/t	DM/E·a	DM/t	DM/E·a
Altpapier-Container	115—160	1,4— 2,9	55—100	0,7— 2,2	5— 50	0,05— 1,1
Altglas-Container	110—155	1,2— 3,0	14— 55	0,2— 1,1	(38) (−2)	−0,5— 0,0
Mehrstoffbehälter						
alternierend	250—300	16 —19	180—230	11—15	80—130	5 — 8
Altpapierbehälter						
alternierend	160—235	8,0—12	100—175	5— 8	46— 59	2,2— 2,8
additiv	160—235	8,0—12	100—175	5— 8	70—125	3,2— 5,8
Biotonne						
alternierend	190—245	16 —20	180—235	12—21	105—135	7 —13
additiv				8—22	125—180	8 —15
Sack + Sack (AP + AG)						
alternierend	185	7,4	100	4	42	1,6
additiv	180—215	7,2—9	100—130	4— 5	50— 80	2,0— 3,2

AP = Altpapier
AG = Altglas
E = Einwohner
a = Jahr

Quelle: GALLENKEMPER und DOEDENS, 1988, verändert.

1022. Trotzdem kann selbst bei zusätzlichen Kosten von maximal 15 DM pro Einwohner und Jahr nicht von unzumutbaren Kosten gesprochen werden, da diese im Vergleich zu den Gesamtausgaben der Haushalte immer noch einen verschwindend geringen Anteil ausmachen. Es muß zudem in Zukunft davon ausgegangen werden, daß die Kosten für die Entsorgung der direkt oder indirekt durch die einzelnen Bürger produzierten Abfälle steigen werden. Im Hinblick auf eine geringere zu entsorgende Abfallmenge sind Kosten für die Wertstofferfassung in diesem Rahmen durchaus angemessen.

5.1.2.5 Restmüllmenge und -zusammensetzung

1023. Nach KETELSEN (1989) sind sowohl die Menge als auch die Zusammensetzung des Restmülls von folgenden Einflußfaktoren abhängig:

- Art des Erfassungssystems für die Wertstoffe (Hol- oder Bringsystem)
- Abfuhrhäufigkeit bzw. Containeraufstelldichte
- Art und Anzahl der getrennt erfaßten Komponenten
- vorhandenes spezifisches Behältervolumen pro Einwohner und Woche
- Art und Größe des Restmüll-Sammelbehälters
- Struktur des Entsorgungsgebietes.

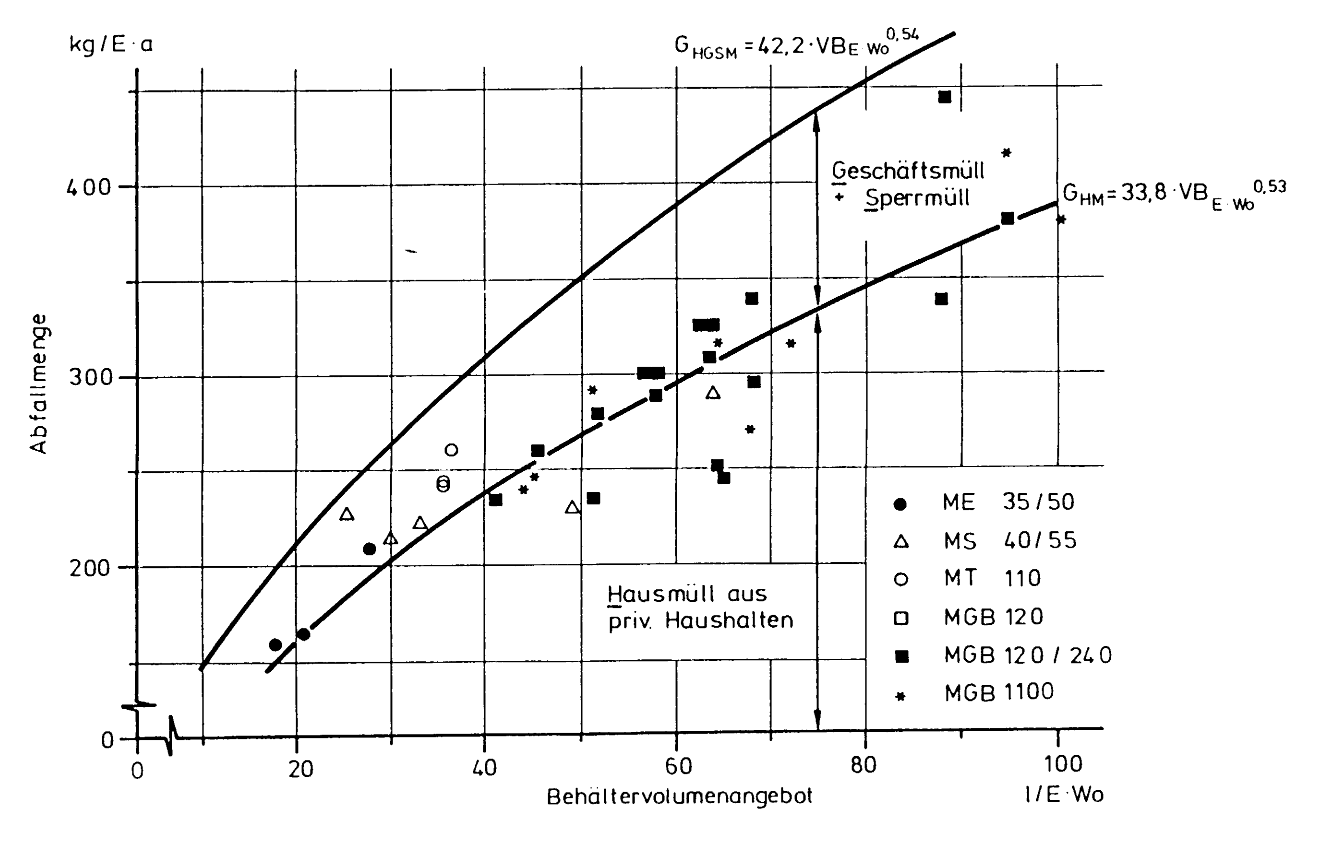
1024. Eine Umfrage bei allen niedersächsischen Kreisen und kreisfreien Städten im Jahr 1980 (WEBER, 1980) hat einen allgemeinen deutlichen Zusammenhang zwischen der einwohnerspezifischen Abfallmenge und dem angebotenen Hausmüllbehältervolumen ergeben.

Dieser Zusammenhang hat sich in neueren Untersuchungen auch für Gebiete mit den unterschiedlichsten Systemen zur getrennten Erfassung von Wertstoffen und/oder Biomüll grundsätzlich bestätigt (KETELSEN, 1989). Der auf Hausmüll bezogene Zusammenhang ist in Abbildung 5.1.5 dargestellt. Neben dem einwohnerspezifischen Behältervolumenangebot wirkt sich die Art und Größe des bereitgestellten Hausmüllbehälters auf die Menge und auf die Zusammensetzung des Haus- und Restmülls aus. Bei 1 100 l-Müllgroßbehältern (MGB 1 100) wurden erhöhte Anteile an sperrigen Stoffen sowie überhöhte Mengen an trockenen potentiellen Wertstoffen festgestellt. Durch größere Behälter wird also der Anreiz zur Annahme der Systeme der getrennten Sammlung und auch zur Abfallvermeidung, z. B. durch Eigenkompostierung, deutlich verringert. Hinzu kommt, daß die 1 100 l-Müllgroßbehälter vorwiegend in größeren Wohnkomplexen aufgestellt werden und daher aufgrund der sozio-ökonomischen Struktur die Motivation zur Teilnahme an der getrennten Sammlung ohnehin geringer ist.

1025. Es hat sich zudem ergeben, daß bei Bereitstellung von Systemen der getrennten Sammlung durch das größere spezifische Behältervolumenangebot eine Erhöhung der insgesamt anfallenden Menge als Summe von Wertstoff und Restmüll zu erwarten ist. So konnte in Mainz zwar die abzulagernde Restmüllmenge durch eine Kombination von Hol- und Bring-

Abbildung 5.1.5

Gesamtmüllmenge bzw. Restmüllmenge in Abhängigkeit vom jeweiligen Behältervolumenangebot für unterschiedliche Untersuchungsgebiete und Wertstofferfassungssysteme



VB: Behältervolumen
HM: Hausmüll
HGSM: Haus-, Gewerbe- und Sperrmüll
ME: Mülleimer
MS: Müllsack
MT: Mülltonne
MGB: Müllgroßbehälter

Quelle: KETELSEN, 1989

systemen (Biotonne, Mehrstoffbehälter, Depotcontainer, Altpapier-Bundsammlung, Recyclinghof) um ca. 50 % reduziert werden, die Gesamtabfallmenge (Restmüll + getrennte Sammlung) stieg jedoch um 15 % an (FUNKE und MÜLLER, 1988). Ein weiterer Einflußfaktor ist der Ersatz oder die Ergänzung althergebrachter Systeme der Wertstofferfassung (z. B. karitative Sammlungen) durch neue weitere Systeme der getrennten Sammlung. Die alten Systeme wurden in der Abfallbilanz nicht erfaßt, so daß die Umstellung auf ein gesteuertes System zunächst scheinbar höhere Mengen ergibt.

Folgende Schlußfolgerungen sind daraus zu ziehen:

Mit steigendem Behältervolumenangebot für den Restmüll sinkt die Motivation zur Teilnahme an der getrennten Sammlung. Dies ist insbesondere für Gebiete mit hohem Gartenabfallanteil wichtig. Weiterhin ist auf eine ausreichende Dimensionierung des Restmüllbehältervolumenangebots zu achten, um eine Verschmutzung des Wertstoffes weitgehend zu vermeiden. In Gebieten mit 1 100 l-Müllgroßbehältern können gute Ergebnisse bei der Wertstofferfassung nur durch sehr benutzerfreundliche Holsysteme erreicht werden.

5.1.2.6 Standortprobleme bei Sammelbehältern und Containern

1026. Nach NOLTE (1989) lassen sich die häufigsten Kritikpunkte an Containerstandplätzen wie folgt zusammenfassen:

— Die Wege sind zu weit, zusätzliche Wege und Umwege sind notwendig.

— Die Standplätze vermitteln oftmals den Eindruck von Provisorien.

— Die Standplätze und die Container sind oft und mit der Zeit zunehmend verschmutzt und vermitteln den Eindruck von Müllplätzen, aber nicht den einer Abfallverwertung.

- Lärmemissionen bei der Containerbefüllung und -entleerung belästigen die Anwohner und mindern die Wohnqualität.
- Standplatzflächen sind häufig zu knapp bemessen mit der Folge des erschwerten Zugangs.
- Die Erreichbarkeit ist wegen Hauptverkehrsstraßen und Halteverboten für Anlieferer mit Pkw eingeschränkt.

1027. Die meisten Standortprobleme ergeben sich aus dem zusätzlichen Platzbedarf der Sammelbehälter und Container für Wertstoffe sowie der Erreichbarkeit für Anlieferer mit Personenkraftwagen. Hier sind für den Bereich der Sammelbehälter am Haus die Architekten aufgerufen, das mit Verabschiedung des novellierten Abfallgesetzes von 1986 festgeschriebene Verwertungsgebot in ihre Planungen einfließen zu lassen. So schränken zum Beispiel Abfallschächte, wenn sie in Hochhäusern in jeder Etage leicht benutzbar sind, die Bereitschaft der Einwohner, Wertstoffe getrennt zu sammeln, erheblich ein. Neben gut gestalteten Standplätzen für die Sammelgefäße ist vor allem Platz für weitere Behälter für die Wertstofferfassung vorzusehen. Für Einfamilienhäuser sollte ein Platz für drei Behälter vorgesehen werden. Auch die Küchenmöbelhersteller und Innenarchitekten sollten sich dieses Problems verstärkt annehmen, indem sie Vorrichtungen zur getrennten Erfassung bereits in den Wohnungen vorsehen. Schon heute gibt es Sortiereinsätze im Küchenmöbel statt einfacher Mülleimer.

1028. Bei Mehrfamilienhäusern und größeren Wohnanlagen sollten kleine Wertstofferfassungsstationen eingerichtet werden, die zum Beispiel in Zusammenarbeit mit dem Personal der Recyclingstationen oder auch dem jeweiligen Städtereinigungsbetrieb betreut werden können. Als Beispiel wird hier die Planung einer solchen Station im Rahmen der Sanierung eines Häuserkomplexes aus dem Ende des 19. Jahrhunderts in der dicht bebauten Innenstadt Hannovers vorgestellt. Abbildung 5.1.6 zeigt einen Entwurf für die dort geplante Erfassungsstation, in der in Zusammenarbeit mit dem Recyclinghof Hannover-Nordstadt die Wertstoffe Papier und Pappe, Glas (farbgetrennt), Metalle und Bioabfälle getrennt vom Restmüll erfaßt werden sollen. Unterstützt wird das Erfassungssystem im Innenhof des Häuserkomplexes durch Sortiereinsätze, die in die Küchenzeilen der Wohnungen integriert werden sollen (Landeshauptstadt Hannover/ARGE Rehbockstraße, 1988). In den Jahren 1990/91 ist mit der Fertigstellung des Projektes zu rechnen.

1029. Bei Standplätzen für Depotcontainer oder Mehrkammercontainer sind besondere Anforderungen an Stadt- und Verkehrsplaner zu stellen. Bei der Planung von Straßenumbauten sowie der Neuanlage von Wohngebieten müssen ausreichende Flächen für die Aufstellung von Containern vorgesehen werden. Diese Flächen müssen möglichst abgeschlossen von den Verkehrswegen ausgewiesen werden, um zum Beispiel eine Gefährdung von Fußgängern und Fahrradfahrern durch Glasbruch, der im direkten Umkreis der Altglascontainer nicht zu vermeiden ist, weitgehend auszuschließen. Die Erreichbarkeit durch die Sammelfahrzeuge muß natürlich gewährleistet sein. Denkbar ist auch eine Umschließung durch Strauch- und Baumpflanzungen. Bezüglich der städtebaulichen Einbindung wird auf die Studie „Städtebauliche Einbindung und Gestaltung von Einrichtungen zur Wertstofferfassung" (KINDINGER et al., 1987) verwiesen.

1030. Die genannten Anforderungen sollten auch in Empfehlungen und Richtlinien der Bundesregierung sowie der Landesregierungen bezüglich der Straßenraumgestaltung und der Modernisierung von Gebäuden bzw. des Neubaus von Wohnhäusern einfließen. Finanzielle Anreize könnten durch spezielle Wohnungsmodernisierungsprogramme über Zuschüsse für ökologisch orientierte Sanierungsmaßnahmen gegeben werden. Vorrichtungen der Wertstofftrennung bereits im Haushalt sollten in die entsprechenden Normen für Kücheneinrichtungen aufgenommen werden.

1031. Einigen Kritikpunkten kann auch durch technische Änderungen an den Containern begegnet werden. Insbesondere die Lärmemissionen bei Altglascontainern können durch elastische Auskleidung und bessere Isolierung der Behälter vermindert werden. Durch automatische Farbsortierung in den Glascontainern kann zum einen die Qualität des Altglases verbessert werden, zum anderen wird dem Bürger die Verantwortung des Farbtrennens abgenommen. Da nach der Farbsortierung eine automatische Zerkleinerung erfolgen kann, ist weiterhin eine Verlängerung des Entleerungsrhythmus oder eine Verkleinerung der notwendigen Containerfläche möglich, wodurch die damit zusammenhängenden Belastungen vermindert werden.

5.1.2.7 Erfassung von Problemstoffen aus dem Hausmüll

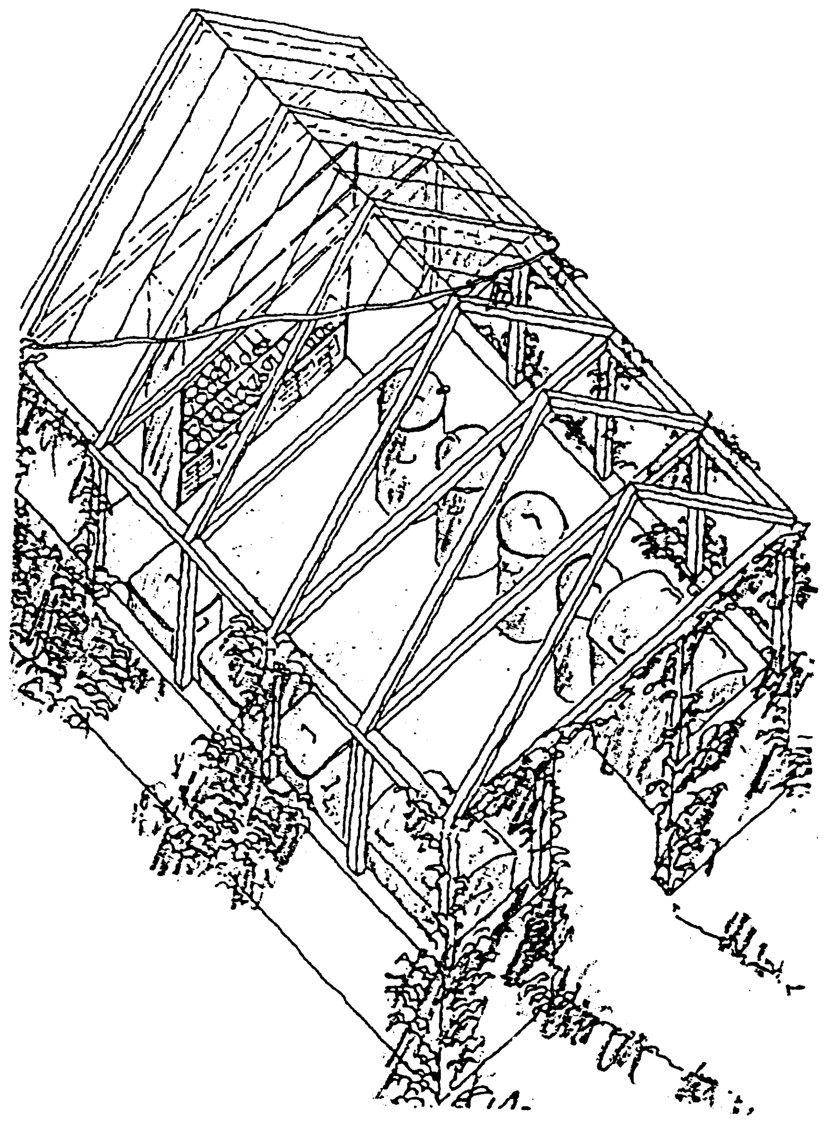
1032. Zu den Problemabfällen bzw. Problemstoffen im Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfall gehören neben Pflanzen- und Holzschutzmitteln, Lösemitteln, Farben und Lacken, Medikamenten, Nicht-Eisenmetall-Kleinteilen, Batterien und Altöl auch zum Beispiel die FCKW-haltigen Kühlmittel aus Haushaltskühlgeräten sowie Leuchtstofflampen. Bei einigen Stoffen bietet sich eine Verwertung an und wird auch durchgeführt (z. B. Autobatterien, Altöl, Photochemikalien), andere Stoffe müssen entsprechend ihrer Umweltproblematik behandelt werden.

1033. Zur Verringerung der Belastung des Hausmülls mit Problemstoffen gibt es unterschiedliche Ansatzpunkte:

- das Verbot gefährlicher Stoffe und Produkte
- die Substitution dieser Stoffe durch schadstoffarme und damit umweltverträglichere Stoffe bzw. Produkte
- die Kennzeichnung für schadstoffhaltige Produkte
- die Abtrennung der Problemstoffe durch Handsortierung nach gemischter Einsammlung

Abbildung 5.1.6

Entwurf für eine Wertstofferfassungsstation im Innenhof eines zu modernisierenden Häuserkomplexes



Quelle: Landeshauptstadt Hannover/ARGE Rehbockstraße, 1988

— die getrennte Erfassung vor Vermischung zur Verwertung bzw. zur Beseitigung als Sonderabfall.

Die Substitution der bzw. der vollständige Verzicht auf Problemstoffe (Vermeidung) ist in der Regel der sinnvollste Weg. Hier sollte der Gesetzgeber reglementierend eingreifen. Nach § 14 Abs. 1 AbfG kann eine Kennzeichnungspflicht für schadstoffhaltige Erzeugnisse eingeführt werden. Einige Rechtsverordnungen wurden bereits erlassen oder sollen in naher Zukunft verabschiedet werden (Altölverordnung (1987), Lösemittelverordnung (1989), Verordnung über die Entsorgung schadstoffhaltiger Baustellenabfälle (1990, in Vorbereitung)). Freiwillige Vereinbarungen bestehen bei Batterien zur Reduzierung des Quecksilbergehaltes sowie bei FCKW-haltigen Kältemitteln. Weitere Regelungen hält der Rat für dringend erforderlich (vgl. Kap. 4.6).

1034. Die Abtrennung der Problemstoffe durch Aussortierung nach gemischter Einsammlung kann nicht zum gewünschten Erfolg führen, weil viele Problemstoffe im Hausmüll flüssig (z. B. Altöl, Lösungsmittel, Pflanzenschutzmittel) oder so klein sind, daß eine Abtrennung auch unter erheblichem Sortieraufwand nicht möglich ist.

1035. In der Bundesrepublik Deutschland werden derzeit etwa 34 000 t Problemabfälle pro Jahr aus privaten Haushalten und Kleingewerbe erfaßt und gesondert beseitigt, zum Teil auch verwertet (JANSSEN und KNOCH, 1989). Dies entspricht einem Anteil von etwa 0,2 % der jährlich anfallenden Hausmüllmenge oder im Mittel 0,56 kg pro Einwohner und Jahr. In der bundesweiten Hausmüllanalyse von 1983 bis 1985 wurden die im häuslichen Abfall enthaltenen Problemabfälle mit ca. 0,4 % (ca. 64 000 t/a) beziffert. Wie hoch dieser Anteil derzeit ist, kann nicht gesagt werden, zumal die Aktivitäten zur Erfassung der Problem-

stoffe in den letzten Jahren zugenommen haben (Tz. 557 f.). Die Kosten für Erfassung und Beseitigung belaufen sich auf ca. 75 Mio. DM für 34 000 t, entsprechend durchschnittlich 1,24 DM/E · a (JANSSEN und KNOCH, 1989).

1036. Die von JANSSEN und KNOCH (1989) durchgeführte bundesweite Erhebung hat ergeben, daß in fast allen Kreisen und kreisfreien Städten der Bundesrepublik Deutschland Maßnahmen zur getrennten Erfassung von Problemstoffen durchgeführt werden; lediglich 1,2 % der Städte und Kreise hat keine Antwort gegeben. Als Sammelsystem kommen dabei zum Einsatz:

— mobile Erfassungssysteme („Schadstoffmobil")

— feste Sammelstellen, die häufig an der Deponie oder am Stadtreinigungsamt eingerichtet sind

— öffentlich aufgestellte Problemstoffbehälter (vor allem Behälter für Batterien)

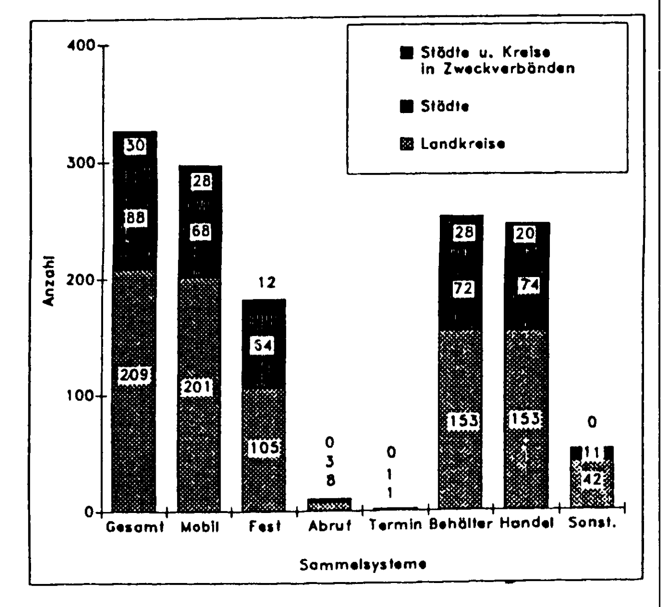
— Rücknahme von Problemstoffen durch den Handel (Medikamente, Batterien, Altöl, Photochemikalien)

— Abholung der Problemstoffe auf Abruf oder zu festen Terminen.

1037. Sämtliche Systeme zur getrennten Erfassung von Problemstoffen könnten effektiver gestaltet werden, wenn die einzelnen Produkte hinsichtlich ihres Schadstoffgehaltes gekennzeichnet wären. Die Anzahl der jeweiligen Erfassungssysteme ist in Abbildung 5.1.7 dargestellt. Bis auf wenige Ausnahmen ist die Annahme der Problemstoffe nicht bzw. nur in ihrer Menge beschränkt. Die Verwertungsraten hängen naturgemäß stark von dem einzelnen Stoff ab.

Abbildung 5.1.7

Verbreitung der Sammelsysteme für Problemstoffe aus dem Hausmüll



Quelle: JANSSEN und KNOCH, 1989

Auf die Erfassung von Abfällen aus Krankenhäusern und aus Arztpraxen wird in Abschnitt 5.4.4.5 hingewiesen.

5.1.3 Auswirkungen der getrennten Wertstoff- und Biomüllerfassung auf die Restmüllbehandlung

5.1.3.1 Auswirkungen auf die Emissionen der Deponie

1038. Über die Auswirkungen der getrennten Erfassung von trockenen potentiellen Wertstoffen und Biomüll auf die Emissionen der Restmülldeponie liegen bisher nur wenige umfassende Untersuchungen vor.

Deponiesickerwasser

1039. Vor allem das anaerobe Abbauverhalten verschiedener Abfallfraktionen, insbesondere Papier und Vegetabilien, sind untersucht worden (WOLFFSON, 1985). Dabei bestätigte sich, daß die saure Abbauphase mit hohen Konzentrationen organischer Inhaltsstoffe (BSB, CSB) im Sickerwasser maßgeblich durch den schnellen anaeroben Abbau der Vegetabilien mit Entstehung von organischen Säuren verursacht wird. Diese Abbauphase, die bei der Behandlung des Sickerwassers zu erhöhten Kosten führt, läßt sich durch eine weitgehende Biomüllerfassung abschwächen oder sogar ganz vermeiden. Ähnliche Ergebnisse bringt ein weitgehender aerober Abbau der leicht abbaubaren Fraktion durch Rotte oder Dünnschichteinbau (Abschn. 5.5.3.5.1 und 5.5.3.5.2).

1040. Für die Behandlung des Sickerwassers der Methanphase sind die Stickstofffrachten und -konzentrationen maßgebend. Nach verschiedenen Elementaranalysen von Hausmülleinzelfraktionen stammen ca. 60 bis 70 % des Stickstoffeintrags in eine Siedlungsabfalldeponie aus der vegetabilischen Fraktion. Eine getrennte Erfassung dieser Fraktion würde also auch in diesem Bereich zu einer weitgehenden Verringerung der Frachten führen und daher den Aufwand für die Sickerwasserbehandlung vermindern.

1041. Neben den organischen Parametern BSB und CSB sowie den Stickstoffverbindungen sind für die Behandlung von Deponiesickerwasser die Parameter adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX), Schwermetalle sowie in Einzelfällen oder in Verbindung mit dem Parameter „Fischgiftigkeit" die Salze zu beachten. Die adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen im Sickerwasser sind nur zu einem sehr geringen Teil flüchtig und können daher nur zu einem geringen Teil aus Lösungsmitteln stammen. Es handelt sich überwiegend um hochpolymere Halogenverbindungen, z. B. die bei der Chlorbleiche bei der Papierherstellung entstehenden Chlorlignine. Hier ist eine Verminderung der AOX-Emission durch eine intensivierte Altpapiererfassung denkbar.

1042. Die im Sickerwasser enthaltenen Salze stammen überwiegend aus dem Biomüll, und dabei vor allem aus Küchenabfällen. Eine Miterfassung der Küchenabfälle im Rahmen der Biomüllsammlung führt

zwar primär zu einer Verminderung der Salzemissionen im Sickerwasser, letztendlich werden die Salze aber während der Kompostierung bzw. spätestens beim Komposteinsatz freigesetzt.

1043. Eine deutliche Verringerung der Schwermetallemissionen durch die getrennte Erfassung einzelner Stoffgruppen erscheint nur wenig aussichtsreich. Lediglich durch eine Nicht-Eisenmetall-Kleinteilesowie Kunststofferfassung ist eine Entlastung bei einigen Metallen möglich.

Deponiegas

1044. In Untersuchungen wurde festgestellt, daß insbesondere durch die vegetabilische Fraktion spontan eine hohe Gasproduktion einsetzt, wobei allerdings bedingt durch die saure Phase eine verstärkte CO_2-Bildung zu beobachten war (WOLFFSON, 1985). Durch eine Biomüllerfassung ist also eine Verringerung der Deponiegasmenge und eine Verbesserung der Gasqualitäten zu erwarten. Der im Papier enthaltene Kohlenstoff läßt sich anaerob relativ langsam umsetzen, was zu einer Verzögerung der Deponiegasproduktion führt.

Eine weitgehende Biomüll- und Altpapiererfassung führt zu einer deutlichen Verringerung des Kohlenstoffs im abzulagernden Abfall und damit zu einer Verringerung der produzierbaren Gasmenge, bezogen auf die ursprünglich abgelagerte Abfallmenge. Der verbleibende Kohlenstoff ist zudem nur relativ langsam abbaubar, so daß insgesamt geringere Gasmengen mit abgeschwächtem Verlauf entstehen.

1045. Die für die Deponiegasnutzung umweltrelevanten Schadstoffe Fluor und organisches Chlor sind nach DOEDENS und KETELSEN (1989) vor allem im Papier bzw. Kunststoff enthalten. Tabelle 5.1.6 zeigt die verschiedenen Schadstoffgehalte im Abfall sowie die Auswirkungen einer getrennten Erfassung auf die prozentuale Reduzierung der Schadstofffrachten sowie auf die Konzentrationen im Restmüll. Einbezogen ist eine Erfassung von Altpapier, Altglas und Biomüll sowie eine Sortierung der Gewerbeabfälle (umgerechnet 200 kg/E · a), wodurch eine Abfallverringerung von 34 % erzielt worden ist.

Während die Schadstofffrachten je nach Schadstoff um ca. 3 bis 20 % reduziert werden können, steigen die Konzentrationen im Restmüll danach um 20 bis 45 % an, z. B. Chlor von 7 500 g/t Abfall auf 9 090 g/t Restmüll.

1046. Die Verringerung der Deponiegasemissionen durch Biomüllerfassung ist auch mit einer Verringerung der klimawirksamen Kohlendioxid- und Methanemissionen in die Atmosphäre verbunden. Besonders wichtig ist dies in bezug auf das Methan, welches ein etwa dreimal höheres spezifisches Treibhauseffekt-Potential besitzt als das Kohlendioxid (Tz. 1968). Eine sehr weitgehende Erfassung des Deponiegases ist selbst mit einer Oberflächenabdichtung der Deponie und Gasfassung nicht möglich (Tz. 1519), zumal die Deponie auch während der Betriebszeit bereits Gas emittiert.

5.1.3.2 Auswirkungen der getrennten Sammlung auf die Verbrennung von Hausmüll und Gewerbeabfällen

1047. Durch die getrennte Erfassung einzelner Wertstoffe oder Stoffgruppen verändert sich der Heizwert des Abfalls, was für die Auslegung einer Abfallverbrennungsanlage von besonderer Wichtigkeit ist. Eine Erhöhung des Heizwertes ist durch die Erfassung von Altglas, Altmetall und feuchten Vegetabilien zu erwarten, die Altpapier- und Altkunststofferfassung führt dagegen zu einer Verminderung des Heizwertes. Abbildung 5.1.8 zeigt die Veränderung des Heizwertes durch die Altstoffentnahme. Der Heizwertverlust durch eine intensive Altpapiererfassung läßt sich durch eine Altglas- und Biomüllerfassung ausgleichen. Es muß also der immmer wieder geäußerten

Tabelle 5.1.6

Schadstoffgehalt und -eintrag von einzelnen Abfallfraktionen und Auswirkungen einer getrennten Sammlung (g. S.) auf die Konzentrationen im Restmüll

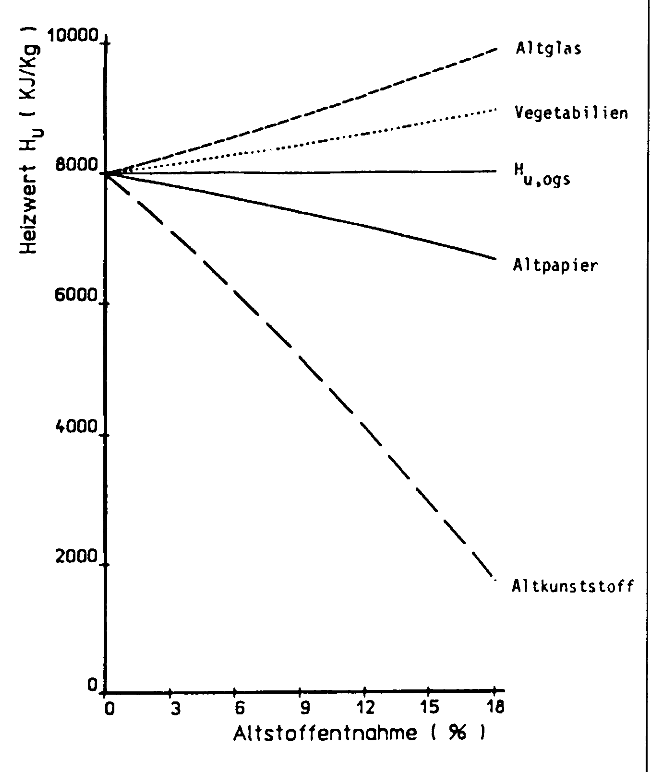
Schadstoff		Cd	Cr	F^-	Cl^-_{org}
Gesamtmenge [1])	g/t Müll	10	250	100	7 500
davon in					
Altpapier	%	*1,3*	*2,1*	*29,9*	*4,8*
Altkunststoff	%	*36,6*	*1,0*	*1,2*	*62,4*
Biomüll	%	*1,0*	*1,3*	—	—
Rest	%	*61,1*	*95,6*	*68,9*	*32,8*
Schadstoff-Reduktion durch g. S.+GA-Sortierung	%	*11,0*	*3,4*	*19,1*	*19,6*
Konzentration im Restmüll	g/t Restm.	13,0	364	123	9 090

1) nach REIMANN (1988)

Quelle: DOEDENS und KETELSEN, 1989

Abbildung 5.1.8

Heizwert-Veränderung des Abfalls durch Altstoffentnahme mit der getrennten Sammlung



$H_{u,\,ogs}$ = Heizwert, ohne getrennte Sammlung
Quelle: GALLENKEMPER und DOEDENS, 1988

Ansicht, daß sich Abfallverbrennung und Abfallverwertung gegenseitig ausschließen würden, entschieden widersprochen werden (Abschn. 5.4.4.1). Bezüglich eines „energetischen" Vergleichs zwischen Altstoffverwertung und Verbrennung (stoffliche und thermische Verwertung) wird auf die Ausführungen von GALLENKEMPER und DOEDENS (1988) verwiesen (vgl. auch Abschn. 5.4.1).

5.1.4 Sortier- und Aufbereitungsanlagen für Hausmüll, Wertstoffgemische und Gewerbeabfall

5.1.4.1 Allgemeines

1048. Bei den Sortieranlagen kann zunächst zwischen der Positiv-Entnahme, der Entnahme erwünschter verwertbarer Stoffe, und der Negativ-Entnahme, der Entnahme unerwünschter nicht verwertbarer oder störender Stoffe, unterschieden werden (GALLENKEMPER und DOEDENS, 1988). Der gemischt eingesammelte Hausmüll oder das Wertstoffgemisch wird dabei in verwertbare Einzelfraktionen und nicht verwertbaren Restmüll getrennt. Entscheidend für den Erfolg der Sortierung ist die Qualität und damit die Verwertbarkeit der abgetrennten Wertstoffe. Je stärker die Vermischung der einzelnen Abfallfraktionen ist, desto schwieriger ist die qualitativ hochwertige Trennung. Daraus ergibt sich, daß die aus gemischt gesammeltem Hausmüll gewonnenen potentiellen Wertstoffe in der Regel von geringerer Qualität sind als die Wertstoffe aus einem trockenen Wertstoffgemisch. Diese wiederum weisen eine geringere Qualität auf als einzeln gesammelte Wertstoffe.

1049. Grundsätzlich kann man bei den Sortieranlagen zwischen Anlagen, die zum großen Teil maschinell sortieren oder bei denen starke Maschinenunterstützung vorhanden ist (mechanische Sortierverfahren), und Anlagen, bei denen vor allem per Hand sortiert wird, unterscheiden. Für die maschinelle und die Handsortierung werden von LAUB und VOGEL (1989) unterschiedliche Aufgaben gesehen: einerseits die mechanische Klassierung und Sortierung des Abfallgemisches in verschiedene Fraktionen, in denen sich Wertstoffe und nicht verwertbare Bestandteile unterschiedlich stark anreichern (also keine sortenreinen Wertstoffe), andererseits die teils mechanische, teils manuelle Gewinnung von sortenreinen Wertstoffen.

1050. Wegen des universellen, durch Sensor und Maschine nicht zu ersetzenden Erkennungsvermögens des Menschen kann auf die Handsortierung auf absehbare Zeit nicht verzichtet werden, um vermarktbare Wertstoffqualitäten zu erzielen.

1051. Ob die Handsortierung auf lange Sicht als akzeptabler Arbeitsplatz angesehen werden kann, hängt unter anderem von dem Wertstoffgemisch und dem Verschmutzungsgrad ab. Durch eine mechanische Vorsortierung (Sieben, Entflechtung des Gemisches) kann die manuelle Arbeit entlastet werden. Luftabsauganlagen zur Vermeidung von Gestank und Staub sowie Lärmschutzmaßnahmen in der ganzen Sortieranlage tragen zu einer weiteren Verbesserung der Arbeitsplatzbedingungen bei. Hier ist auch die Gewerbeaufsicht gefordert.

1052. Der Hauptansatzpunkt muß aber in einer Verbesserung der Eingangsqualität liegen. Soll an einer Erfassung eines Wertstoffgemisches dennoch festgehalten werden, ist eine umfassende und häufig wiederkehrende Information der Bürger erforderlich sowie ein ausreichendes und flexibles Behälterangebot insbesondere für den Restmüll zur Verfügung zu stellen.

1053. Folgende Hauptkomponenten für mechanische Aufbereitung und Sortierung werden als Anlagenteile eingesetzt:

- Zerkleinerungsanlagen zur nachfolgenden mechanischen Klassierung
- Siebe zur Klassierung nach Korngrößen, z. B. Trommelsiebe, Vibrationssiebe, Stangensiebe
- Rollgut-Separatoren zur Sortierung nach Rolligkeit bzw. Flächenhaftung
- Windsichter zur Sortierung nach Dichte und Schwebegeschwindigkeit
- Magnetscheider zur Abtrennung von Eisenmetallen
- „nasse" Sortier- und Klassiereinrichtungen, z. B. Schwimm-Sink-Anlagen, Hydrozyklone

— optoelektronische Sortiereinrichtungen, z. B. zur Farbsortierung des Altglases und zur Aussortierung von Opakstoffen

Verfahrenstechnische Details und Bemessungshinweise werden von BILITEWSKI (1987) ausführlich dargestellt.

5.1.4.2 Sortierung und Aufbereitung von Hausmüll

1054. Bei der Sortierung und Aufbereitung von gemischtem Hausmüll handelt es sich um komplexe Verfahren mit der Zielrichtung, mit Hilfe der hauptsächlichen Verfahrensstufen Zerkleinern, Klassieren, Sichten und Magnetabscheiden einen möglichst hohen Anteil des Hausmülls einer Verwertung zuzuführen. Während man in den 70er Jahren versuchte, einzelne Wertstofffraktionen im Abfall möglichst sortenrein wiederzugewinnen, sollen nach neueren Konzepten aufgrund der im allgemeinen starken Verschmutzung der Wertstoffe hauptsächlich eine heizwertreiche Leichtfraktion, Kompost und Eisenschrott, gewonnen werden. Für die heizwertreiche Leichtfraktion kommt hauptsächlich die Verbrennung als „Brennstoff aus Müll" (BRAM) in Betracht; der erzeugte Kompost kann wegen des meist hohen Schadstoffgehaltes (vgl. Abschn. 5.2.8.6) nur zur Rekultivierung von Deponien verwendet werden.

Realisierte Anlagen

1055. Eine Aufstellung der ca. 40 europäischen Anlagen zur Abfallsortierung (einschließlich Versuchs- und Pilotanlagen) ist bei SCHEFFOLD (1985) zu finden. Viele dieser Projekte sind seitdem schon wieder aufgegeben oder wesentlich verändert worden. Für den Bereich der Bundesrepublik Deutschland sind die in Tabelle 5.1.7 zusammengestellten Anlagen von Bedeutung.

Verfahrensbeschreibung

1056. Der Aufbau derartiger Aufbereitungsanlagen muß auf das jeweilige Einzugsgebiet abgestimmt sein, wobei vor allem folgende Einflußfaktoren zu berücksichtigen sind:

— erforderlicher Durchsatz

— Zusammensetzung des Hausmülls

— Integration in ein Gesamtkonzept zur Abfallverwertung und -beseitigung

— Optimierung im Hinblick auf die Vermarktung der Produkte.

Sowohl vom Input als auch vom angestrebten Output her ergeben sich daher schon höchst unterschiedliche Anlagenkombinationen, die durch eine Vielzahl anbietender Firmen noch variiert werden.

1057. Die in Textziffer 1053 genannten Hauptkomponenten der Hausmüllsortieranlagen für die Grundoperationen Sieben, Zerkleinern, Sichten, Magnetabscheiden und eventuell Trocknen sind überwiegend in Größe, Anzahl und Reihenfolge vielfältig kombinierbar. Sie sind auf die Zielvorstellungen gute Produktqualitäten, maximale Gewichtsreduktion des Restmülls bzw. Deponievolumeneinsparung sowie minimale Investitionen und Betriebskosten bei maximalen Erlösen ausgerichtet.

1058. Da es sich in der Vergangenheit erwiesen hat, daß die möglichst sortenreine Wiedergewinnung einzelner Wertstofffraktionen maschinell nicht realisier-

Tabelle 5.1.7

Übersicht zu Sortier- und Aufbereitungsanlagen Hausmüll und Gewerbeabfall in der Bundesrepublik

Standort	Neuss	Erftkreis	Herten	Dußlingen
Betriebsbeginn	1981	1987	1985 (nach Probebetrieb)	1985
sortierte Abfallarten	Hausmüll Gewerbeabfall Altstoffgemisch	Hausmüll Gewerbeabfall Papier aus Depotcontainer	Hausmüll Gewerbeabfall Sperrmüll	Hausmüll Gewerbeabfall Sperrmüll
rückgewonnene Stoffe aus Hausmüll	Mischpapier „BRAM" Weißblech Schrott Kompost	ähnlich Neuss (kein „BRAM")	„BRAM" Schrott	Papier/Pappe Kunststoffe Schrott Holz BRAM Kompost
Durchsatz	125 000 t/a	100 000 t/a	300 000 t/a	180 000 t/a
Bemerkungen	Bringsystem für Glas und Papier bzw. Holsystem für Papier, Pappe und Metalle	separate Erfassung von Glas und Papier	in Kombination mit Verbrennungsanlagen für Siedlungs- und Sonderabfall	Bundesmodell Abfallverwertung Reutlingen/Tübingen

Quelle: THEILEN, 1990, verändert

bar ist, setzen neuere Konzeptionen mehr auf einfachere Verfahren zur Erzeugung bestimmter Wertstoffgemische unter Minimierung der darin enthaltenen Schadstoff-, insbesondere Schwermetallkonzentrationen. Neben der technisch wenig aufwendigen Separierung des Eisenschrottes werden hierbei heute überwiegend „BRAM" und Kompost als Aufbereitungsprodukte erzeugt.

1059. Sollen darüber hinaus vermarktbare Qualitäten einzelner Wertstofffraktionen wiedergewonnen werden, so werden entweder eine Handauslese oder die Vorschaltung von Systemen der getrennten Sammlung erforderlich. Sofern Sortierungen gemischt gesammelten Hausmülls in den letzten Jahren noch zum Einsatz kamen, wurden diese Systeme in Gesamtentsorgungskonzepte der Abfallentsorgung integriert, so daß auch neben der Deponierung der Reststoffe mit Deponiegasnutzung die Kombination mit einer Abfallverbrennungsanlage im Rohstoffrückgewinnungszentrum Herten praktiziert wird. Neben der Aufbereitung von Hausmüll werden zudem häufig Sperrmüll, Gewerbeabfall und Wertstoffgemische aus dem Mehrstoffbehälter in Nebensträngen solcher Anlagen sortiert.

1060. Anhand des Beispiels der Rohstoffrückgewinnungsanlage Neuss soll im folgenden die Verfahrenstechnik der Sortierung und Aufbereitung von Hausmüll veranschaulicht werden (Abb. 5.1.9).

Diese Anlage, die seit 1981 in Betrieb ist, verarbeitet heute im Zweischichtbetrieb jährlich ca. 125 000 t Abfälle:

- 100 000 t Hausmüll von 260 000 Einwohnern
- 15 000 t hausmüllähnliche Gewerbeabfälle
- 10 000 t Wertstoffgemische aus Mehrstoffbehältern von145 000 Einwohnern.

1061. Die Aufbereitungsprodukte aus dem Hausmüll sind Mischpapier, „BRAM", Weißblech, Schrott und Kompost. Die Gesamtverwertungsquote für Hausmüll liegt zwischen 60 und 70 Gew.-% (STRECKE, 1989), wenn man zum einen den Kompost, der allerdings nur für Abdeckzwecke auf der Deponie einsetzbar ist, zum anderen den „BRAM" mit einschließt, der in einer Abfallverbrennungsanlage verbrannt wird.

Die Wertstoffgemische werden je nach Verunreinigungsgrad über den Gewerbeabfallstrang oder über einen Teilbereich des Hausmüllstrangs aufbereitet. Die mittlere Verwertungsquote beträgt hier ca. 70 Gew.-%.

Der hausmüllähnliche Gewerbeabfall wird in verschiedene Mischpapiere und Kartonagen sowie in Holz, Metalle und PolyethylenFolien sortiert. Die mittlere Aussortierquote beträgt ca. 60 Gew.-%.

1062. Die Gesamtentlastung durch die Vorsortierung für die Deponie in Neuss beläuft sich auf ca. 10 bis 15 Gew.-%, wenn man berücksichtigt, daß der Kompost nicht extern, sondern nur auf der Deponie einsetzbar ist, und daß nur die attraktiven, wertstoffreichen Anteile der Gewerbeabfälle und Wertstoffgemische sortiert werden.

1063. Für den Hausmüllstrang werden ca. 10 Personen, für den Gewerbemüllstrang ca. 6 Personen pro Schicht an Betriebspersonal benötigt; die Gesamtbelegschaft beträgt 38 Personen. Die Investitionen für die Anlage würden heute ca. 24 Mio. DM betragen (FLENDER, 1983; SEIDEL, 1988; STRECKE, 1989).

1064. Im Wertstoff- und Humuswerk des Zweckverbandes AbfallverwertungReutlingen/Tübingen in Dußlingen werden gemischte Haushaltsabfälle, hausmüllähnlicher Gewerbeabfall sowie Sperrmüll hauptsächlich handsortiert. Ziel ist vor allem die Gewinnung eines Brennstoffes (CALOMAT) sowie eines vermarktbaren Kompostes (DUCO). Das Verfahrensschema ist in Abbildung 5.1.10 dargestellt. Qualitativ hochwertige Produkte werden auch bei diesem Verfahren nur durch Handsortierung erzielt, wobei aus dem Hausmüll lediglich die Fraktion >300 mm Siebmaschenweite sowie der Gewerbeabfall und der Sperrmüll handverlesen wird. Grundgedanke der Sortieranlage ist es, den Abfall nach der Vortrennung in Hausmüll, Gewerbeabfall und Sperrmüll so aufzuteilen, daß die Rohmassen für Kompost (10—60 mm) und Brennstoff (60—100 mm) sowie für die maschinelle Papier/Kunststoff-Trennung gewonnen werden (MEYER-KNUFINKE, 1987). Die Fraktionen <10 mm, die Sortierreste und die Schwerfraktion nach Ballistiksichter werden deponiert.

1065. Bei einem Input von ca. 180 000 t/a, entsprechend ca. 73% der gesamten im Raum Reutlingen/Tübingen anfallenden Abfallmenge, sollen nach KRÜGER (1987) ca. 77 000 t/a verwertbare Produkte erzeugt werden:

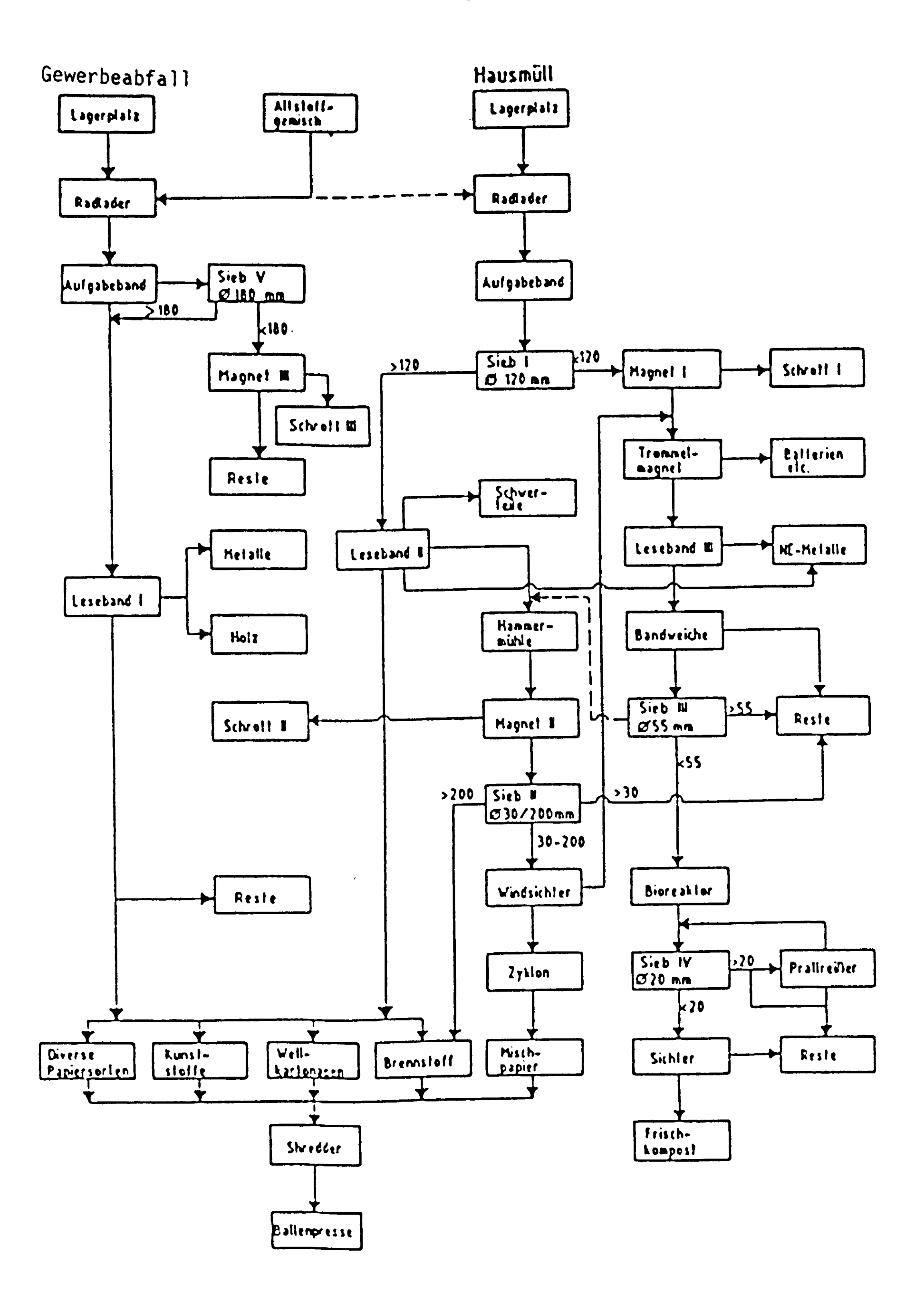
Eisenschrott	7 000 t/a	
Glas	500 t/a	
Holz	6 500 t/a	Σ 17 000 t/a = 22%
Papier/Pappe (handsort.)	2 000 t/a	
Kunststoffe (handsort.)	1 000 t/a	
Cell-Floc (Papier maschinell sortiert)	10 000 t/a	
CALOMAT (Brennstoff)	25 000 t/a	Σ 60 000 t/a = 78%.
DUCO (Kompost)	25 000 t/a	

Es sollen ca. 43% des Inputs verwertet werden, entsprechend einer Verwertung von ca. 30% des gesamten anfallenden Abfalls im Raum Reutlingen/Tübingen. Über die tatsächlich erreichten Werte liegen noch keine exakten Zahlen vor. Insbesondere ist zweifelhaft, ob die erzeugten Wertstoffe die Qualitätsanforderungen bei Papier und Kompost erreichen. Es ist weiterhin bemerkenswert, daß der angestrebte Glasabsatz mit ca. 500 t/a entsprechend lediglich 0,4% des gesamten Hausmülls von 125 000 t/a verschwindend gering ist. Dies ist wohl auf die weitgehend mechanisierte Aufbereitung zurückzuführen, die zu hohem Glasbruchanteil führt.

Die Aufbereitungsanlage soll in naher Zukunft verfahrenstechnisch verändert werden mit dem Ziel, die Qualität der Wertstoffe zu verbessern und den zu deponierenden Sortierrest zu verringern.

Abbildung 5.1.9

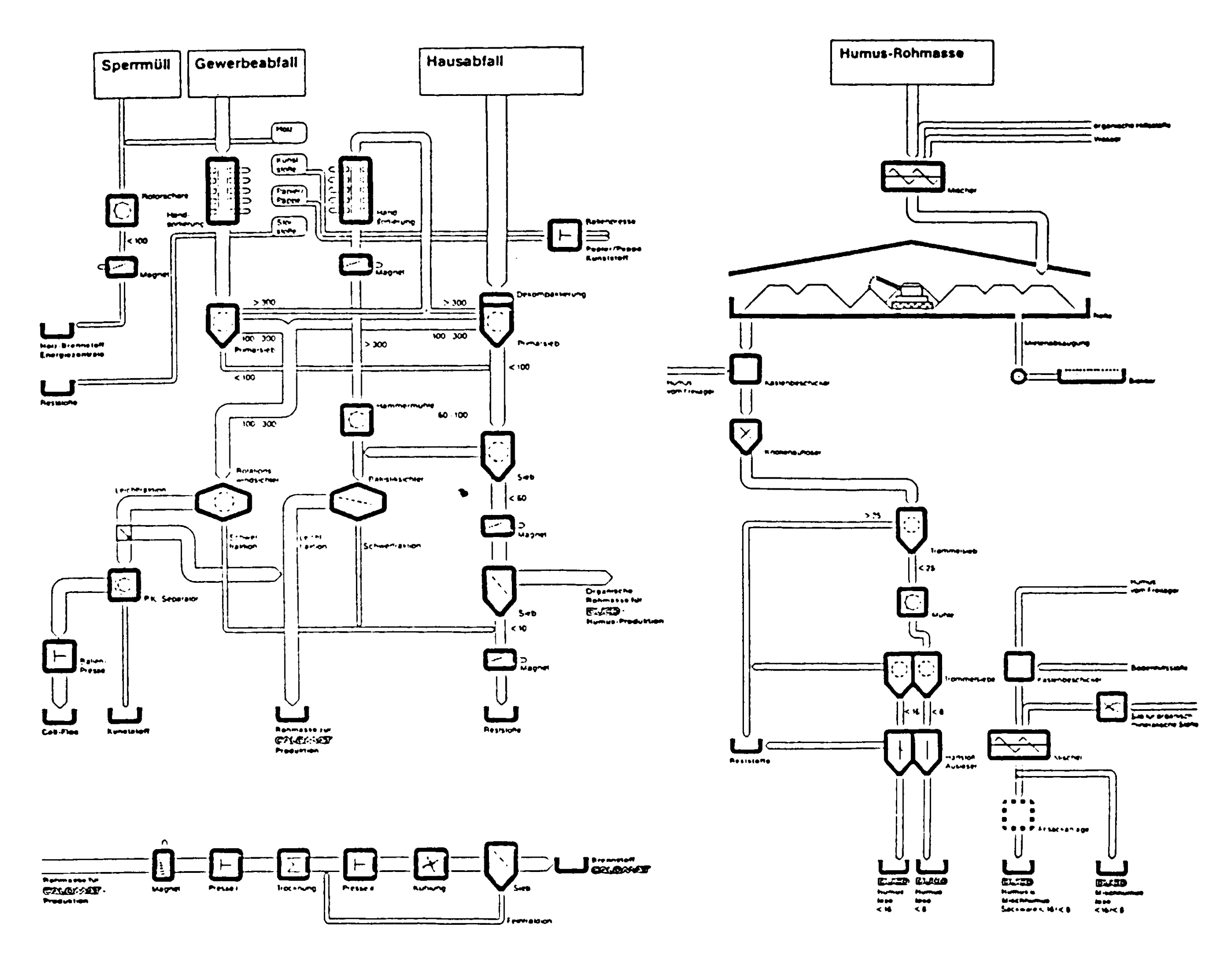
Fließbild der Rohstoffrückgewinnungsanlage Neuss



Quelle: STRECKE, 1989

Abbildung 5.1.10

Verfahrensschema des Wertstoff- und Humuswerkes Dußlingen



Quelle: KRÜGER, 1987

1066. Als weiteres Beispiel wird das sogenannte ORFA-Verfahren zur Aufbereitung von Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Sperrmüll erwähnt. Das Verfahren kann sowohl für gemischt eingesammelte Abfälle als auch für den Restmüll — als Teil eines gesamten Abfallkonzepts — eingesetzt werden. Ohne manuelle Sortierung des Abfalls sollen mittels der energieintensiven Grundoperationen Zerkleinern, Trocknen, Hygienisieren, Sortieren und Sichten sortenreine und schadstoffarme Sekundärrohstoffe gewonnen werden. Wesentliche Anteile dabei hat das organische Fasermaterial („ORFA"), das nach Vorstellungen des Anbieters auf verschiedene Weise verwertet werden kann, z. B. als Kompostrohstoff, Zusatzstoff zur Spanplatten- und Papierherstellung, Konstruktionselemente für die Bauindustrie, zu Ballen verpreßt als Trägerstoff für Chemikalien, außerdem in Pellets oder als Faser-Klärschlamm-Mischung zur Verbrennung in Abfallverbrennungsanlagen oder bei Energieerzeugern. Die zu deponierenden Reststoffe besitzen ein ähnliches Auslaugverhalten wie unbehandelter Hausmüll (Organ-Faser Aufbereitungs GmbH, 1988 und 1990).

1067. Zu Versuchszwecken steht in Leibstadt in der Schweiz eine Anlage zur Verfügung, eine Großanlage mit einer Kapazität von 120 000 t/a wird in Philadelphia (Pennsylvania, USA) in Probebetrieb gefahren. Ein kontinuierlicher Dauerbetrieb wurde bis zum Herbst 1989 nicht aufgenommen, so daß noch keine Betriebsergebnisse vorliegen. Im Hochsauerlandkreis läuft das Planfeststellungsverfahren für eine dezentrale Anlage von 60 000 t/a Kapazität.

Eine projektierte Pilotanlage an der Zentralen Mülldeponie Meißner-Weidenhausen (Hessen) ist bisher im abfallrechtlichen Zulassungsverfahren gescheitert, weil nach Ansicht des hessischen Umweltministeriums der im Abfallgesetz des Bundes und des Landes Hessen festgeschriebene Vorrang der Abfallverwertung vor der Abfallbeseitigung nicht garantiert ist.

1068. Hauptziel des Verfahrens ist ein möglichst niedriger Schadstoffgehalt im organischen Fasermaterial. Hierzu wird der Abfall im Laufe des Verfahrens in sechs verschiedene Fraktionen aufgeteilt, eine Leicht- und eine Schwerfraktion mit jeweils drei verschiedenen Korngrößenbereichen. Da Schwermetalle

in bestimmten Fraktionen angereichert sind, wie auch aus umfangreichen früheren Untersuchungen hervorgeht (z. B. BIDLINGMAIER et al., 1984; LORBER et al., 1984), wird es möglich, einen großen Teil der Schwermetalle abzutrennen und eine relativ schwermetallarme Abfallfraktion zu erzielen. Die Qualitätsziele für Kompost (Abschn. 5.2.8) können allerdings mit dem ORFA-Verfahren im Gegensatz zur getrennten Erfassung der nativorganischen Fraktion nicht erreicht werden (BACCINI und BRUNNER, 1988; KRAUSS, 1987; OBERMEIER et al., 1988).

5.1.4.3 Sortierung und Aufbereitung von Wertstoffgemischen und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall

Kurzbeschreibung des Verfahrens

1069. Für die Sortierung und Aufbereitung von Wertstoffgemischen und Gewerbeabfällen bestehen je nach vorgesehenem Input (Teilmengen oder möglichst umfassende Sortierung, Berücksichtigung von Sperrmüll und Baustellenabfällen) und Anbieter unterschiedliche Konzepte. Durch Kombination verschiedener Aufbereitungsaggregate, im allgemeinen in Verbindung mit manueller Auslese, wird die Rückgewinnung möglichst sortenreiner Sekundärrohstoffe angestrebt.

Bestehende Anlagen

1070. Die Sortierung von Gewerbeabfällen wird in der Bundesrepublik seit Anfang der 80er Jahre durchgeführt (vgl. Neusser Modell, Tz. 1060ff.). Inzwischen sind nach Informationen des Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft mehr als 100 Sortieranlagen in Betrieb, bisher jedoch überwiegend zur Sortierung von Wertstoffgemischen.

Trotz möglicher weitgehender Mechanisierung durch verschiedene Aggregate muß eine Wertstoffsortierung, die ein hohes Qualitätsniveau erreichen soll, noch überwiegend manuell erfolgen. Die Sortierleistung eines Handsortierers liegt zur Zeit bei 0,5 bis 1,0 t Aufgabemenge/h, das heißt, der Personalbedarf einer Wertstoffsortieranlage für jeweils 100 000 Einwohner liegt bei 5—10 Handsortierern. Die hohen Personalkosten werden häufig durch Einsatz von ABM-Personal oder stundenweise Beschäftigten gesenkt.

In der Bundesrepublik waren im Juli 1988 42 Anlagen zur Sortierung von Hausmüll und Wertstoffgemischen in Betrieb (Abb. 5.1.11). Noch im März 1987 waren allein 67 Sortieranlagen für Altstoffgemische in Betrieb (HANGEN, 1987). Es ist also eine rückläufige Tendenz zu erkennen.

Sortierung von Gewerbeabfall

1071. Gewerbeabfall kann grob in vier Sorten unterteilt werden (DOEDENS und SCHEFFOLD, 1989):

- hausmüllähnlicher Gewerbeabfall mit hohen Anteilen an Pappen, Folien, Schrott, Holz; (0,35 bis 0,4 t/m^3)
- vom Anlieferer vorsortierter Gewerbeabfall mit hohen Anteilen an Wellpappe, Kaufhauspapier; direkt konfektionierfähig; (0,2—0,3 t/m^3)
- sperriger Gewerbeabfall mit u. a. Holzpaletten, Reifen sowie komplex zusammengesetzten Produkten; (0,15—0,25 t/m^3)
- sonstiger Gewerbeabfall mit hohen Anteilen an Baustellenabfällen, Pflanzenabfällen u. ä.; (0,8 bis 1,3 t/m^3).

1072. Die zukünftige Entsorgung stellt wesentlich höhere Anforderungen an die Qualität der zu beseitigenden Abfälle, so daß eine der Deponierung oder Verbrennung vorausgehende Aufbereitung unumgänglich wird. Die Aufbereitung von Gewerbeabfällen entspricht diesem Grundsatz, wobei je nach Abfallaufkommen zur Kostensenkung die Mitbehandlung von Baustellenabfällen und Sperrmüll in derselben Anlage zweckmäßig sein kann.

In jüngerer Zeit wurden in einigen Anlagen Trommelsiebmaschinen zur Klassierung des Gewerbeabfalls installiert, um die Durchsätze zu erhöhen und die spezifischen Sortierkosten zu senken. In der Regel wurden in diesen einfach aufgebauten Anlagen lediglich vorsortierte Gewerbeabfälle aufbereitet, die im allgemeinen einen hohen Anteil an Kaufhauspapier und Wellpappe enthalten.

1073. Mit zunehmendem Anschlußgrad sinkt der Anteil der verwertbaren Bestandteile, entsprechend steigt der behandlungsbedürftige Sortierrest. Gleichzeitig wird bei der umfangreichen Sortierung von Gewerbeabfall im Rahmen eines Gesamtentsorgungskonzeptes eine komplexe Aufbereitungstechnik mit einer Vielzahl von Verfahrensschritten notwendig. Da erfahrungsgemäß selten sortenreine, vielmehr sehr inhomogene Abfälle angeliefert werden und sich dominierende Bestandteile in jeder Anlieferung finden, ist die getrennte Lagerung verschiedener Abfallarten vor der Aufbereitung vorzusehen, um möglichst gleichmäßige Zusammensetzungen über längere Zeiträume zu verarbeiten. Ebenso hat sich eine grobe Vorsortierung mit Greifer oder Radlader zur Entfernung sperriger Teile bewährt.

Beispielhaft ist in Abbildung 5.1.12 eine im November 1988 in Betrieb gegangene Anlage zur Sortierung von Gewerbeabfall und Sperrmüll sowie Baustellenabfällen dargestellt.

Sortierung von Wertstoffgemischen

1074. Im Gegensatz zur Sortierung gemischten Hausmülls bietet sich die Sortierung von Gewerbeabfällen aufgrund der andersartigen Rahmenbedingungen an. Sie weisen ein höheres Wertstoffpotential, bessere Sortierbarkeit sowie höhere Wertstoffqualitäten auf.

Abbildung 5.1.11

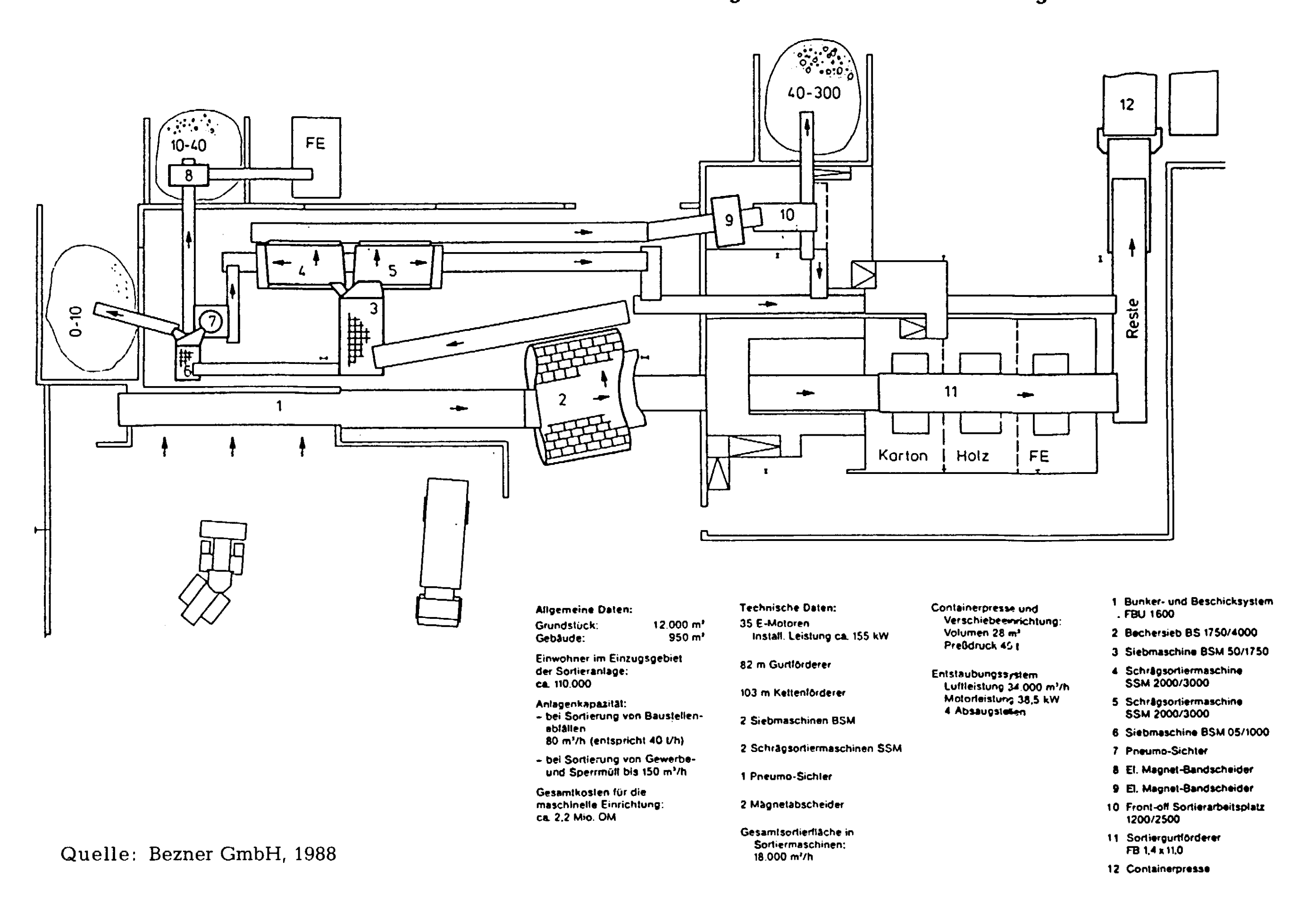
Standorte von Wertstoffsortieranlagen (Stand: Juli 1988)



Quelle: UBA, 1989

Abbildung 5.1.12

Baustellen- und Gewerbeabfallsortieranlage im Landkreis Ravensburg



Quelle: Bezner GmbH, 1988

1075. Wertstoffgemische aus der „Grünen Tonne" haben gegenüber reinen Gewerbeabfällen eine deutlich schlechtere Qualität, weil es durch die Vermischung zu Verschmutzungen der einzelnen Wertstoffe, insbesondere des Papiers, kommt. So wird das Papier zum einen durch Restinhalte von Flaschen und Dosen, zum anderen durch Glasbruch so verschmutzt, daß eine Vermarktung vor allem zu Zeiten eines geringen Altpapierpreisniveaus nur noch sehr schwer möglich ist. Dieses Papier kann dann nur noch als Brennstoff genutzt werden. Vor Einführung der gemischten Wertstofftonne sollten die Möglichkeiten der getrennten Erfassung der Wertstoffe voll ausgeschöpft werden. Anhand von dann durchzuführenden Abfallanalysen läßt sich das Wertstoffpotential abschätzen.

5.1.5 Öffentlichkeitsarbeit

5.1.5.1 Öffentlichkeitsarbeit vor und während der Einführung von Systemen der getrennten Sammlung

5.1.5.1.1 Allgemeines

1076. Zur Einführung neuer Systeme der getrennten Sammlung ist durch die entsorgungspflichtigen Körperschaften eine intensive Öffentlichkeitsarbeit zu leisten. Neben der Zielsetzung einer weitgehenden Erfassung der verwertbaren Stoffe muß diese Öffentlichkeitsarbeit auch Hinweise zur Abfallvermeidung beinhalten. Durch die derzeitige Praxis der Abfall„entsorgung" wird der Abfall aus dem unmittelbaren Lebensbereich der Bürger entfernt; eine direkte Betroffenheit wird erst dann spürbar, wenn große Abfallentsorgungsanlagen in der Nähe errichtet werden sollen.

1077. Der bewußte „Umgang mit dem Abfall", der dann auch eine erhöhte Erfassung von Wertstoffen bedingt, kann sich erst durch langandauernde Lernprozesse entwickeln. Dieses „soziale Lernen" hängt dabei eng mit der sozialen Kontrolle zusammen. Hier zeigt sich die enorme Wichtigkeit der öffentlichen Meinung, die durch gezielte Information günstig beeinflußt werden kann, und des direkten sozialen Umfeldes.

1078. Ziel der Öffentlichkeitsarbeit muß also unter anderem sein, die Betroffenheit der Bürger zu verdeutlichen und das Engagement zur Annahme von Maßnahmen der getrennten Erfassung von Wertstoffen sowie der Vermeidung, aber auch der Beseitigung verbleibender Abfälle zu erhöhen.

Neben der Information der privaten Haushalte ist aufgrund der erheblich höheren Abfallmenge und des Verwertungspotentials die Beratung und Information des Gewerbes besonders wichtig.

1079. Außer der kommunalen Information — speziell auf ein Planungsgebiet bezogen — sollten die bundes- und landesweiten Informationen intensiviert werden. Neben den Regierungsstellen können die Verbraucherzentralen erheblich zur Information beitragen. Besonders wichtig ist das Erreichen von „Multiplikatoren", wie z. B. Lehrern und Journalisten, über die größere Bevölkerungsschichten über die Abfall-Problematik aufgeklärt werden.

1080. Die Öffentlichkeitsarbeit muß objektiv und professionell durchgeführt werden, da sie in Konkurrenz zur Industrie- und Produktwerbung treten muß. Hierfür müssen speziell ausgebildete Abfallberater beschäftigt werden, die je nach Zielgruppe einen unterschiedlichen Ausbildungsstand haben müssen. Für die Information der Bürger sind neben Grundkenntnissen in der Abfallwirtschaft vor allem pädagogische Fähigkeiten wichtig. Für die Beratung der Gewerbebetriebe sind dagegen Kenntnisse in verfahrenstechnischen Abläufen unabdingbar. Eine Finanzierung der Abfallberatungstätigkeit aus Mitteln für Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen kann aufgrund der fehlenden Kontinuität nicht zu den gewünschten Erfolgen führen. Dies gilt insbesondere für den Bereich der Gewerbeberatung, für die im Rahmen von Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen keine entsprechenden Fachkräfte gefunden werden können.

5.1.5.1.2 Information der privaten Haushalte

1081. Umfassende Information über Möglichkeiten und Grenzen der geplanten Systeme zur getrennten Sammlung sind notwendig. Hierzu gehören neben allgemeinen Informationen über die Systeme auch die Darstellung des Verwertungs- und Vermarktungswegs der gesammelten Wertstoffe. Folgende Maßnahmen der Öffentlichkeitsarbeit sollten durchgeführt werden:

- frühzeitige Information über geplante Maßnahmen durch die Medien und Erläuterung der Notwendigkeit einer getrennten Wertstofferfassung
- Information und Bürgerbeteiligung durch Diskussionsveranstaltungen und Befragungen während der Phase der Entscheidung für bestimmte Wertstofferfassungssysteme
- Erläuterung der Funktion und Handhabung des Systems bei seiner Einführung
- Information über Maßnahmen der Abfallvermeidung, z. B. über Eigenkompostierung, Mehrwegsysteme
- laufende Information über Erfolg und Mißerfolg der Systeme durch Hauswurfsendungen, Pressekonferenzen, Besuch von Vereinen, Tage der offenen Tür usw.
- Information über kommuneninterne Maßnahmen der Abfallvermeidung bzw. -verwertung (Beschaffungswesen, Kantinen, Mensen) als Vorbildfunktion.

1082. Diese Maßnahmen sollten durch hauptamtliche Abfallberater durchgeführt werden, um eine intensive und kontinuierliche Arbeit zu gewährleisten. Die Abfallberater sollten zudem eine direkte persönliche Beratung der Bürger sowie in Zusammenarbeit mit dem Einzelhandel Aktionen zur Abfallvermeidung und Abfallverwertung durchführen. Die Büros der Abfallberater sollten ähnlich wie die Verbraucherzentralen an zentralen Plätzen der Städte, Stadtteile und Gemeinden liegen.

1083. Begleitend können folgende Maßnahmen durchgeführt werden, die die Akzeptanz für eine getrennte Sammlung und die erfaßte Wertstoffqualität und -menge erhöhen:

- Verringerung des Restmüllbehältervolumens
- gewichtsorientierte Gebührenfestsetzung für den Restmüll
- Anpassung der Entsorgungssatzungen
- finanzielle Förderung bei Neu- und Umbau von Häusern und Wohnungen, wenn Systeme zur Trennung der Wertstoffe bereits in der Wohnung eingebaut werden (Küchensysteme).

5.1.5.1.3 Information des Gewerbes und der Industrie

1084. Für Information und Beratung von Gewerbe- und Industriebetrieben sind umfangreiche Kenntnisse in Produktion und Vermarktung von Erzeugnissen notwendig. Die Berater, die diesen Bereich bedienen, müssen einen hohen Ausbildungsstand aufweisen. Entsprechend groß ist allerdings auch das Verwertungs- und Vermeidungspotential, so daß die Kommunen nicht vor den hohen Personalausgaben zurückschrecken sollten. Auf einzelne Bereiche soll in diesem Rahmen nicht weiter eingegangen werden, da das Verwertung- und Vermeidungspotential in jedem Produktionsbereich sowie Betrieb unterschiedlich ist.

Bei Neuansiedlung von Betrieben können durch entsprechende Wirtschaftsförderungsmaßnahmen Betriebe mit abfallarmen Produktionsweisen sowie Hersteller von Mehrweg- und Recyclingprodukten bevorzugt werden.

5.1.6 Zusammenfassung der Maßnahmen zur Verbesserung der getrennten Erfassung von Wertstoffen aus Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall

5.1.6.1 Allgemeines

1085. Eine Verbesserung der derzeit zum Teil noch unbefriedigenden Erfassung und Verwertung von Wertstoffen aus Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall ist nur durch eine Verbesserung des Zusammenspiels der einzelnen erforderlichen Schritte möglich. Es müssen Optimierungen durchgeführt werden bei

- den Systemen der getrennten Erfassung der potentiellen Wertstoffe,
- der Qualität der erfaßten Wertstoffe,

— der Produktion neuer Produkte aus den Sekundärrohstoffen,

— der Vermarktung der erzeugten Produkte.

5.1.6.2 Empfehlungen zur Einführung von Systemen der getrennten Erfassung und deren Optimierung

1086. Primäres Ziel muß die umfassende Einführung von Systemen zur getrennten Erfassung von potentiellen Wertstoffen im gesamten Bundesgebiet sein. Je nach Gebietsstruktur sollten Bring- oder Holsysteme eingeführt sowie verschiedene Systeme kombiniert werden, um eine möglichst hohe Erfassungsquote bei hohem Qualitätsstandard zu gewährleisten. Die angebotenen Systeme müssen benutzerfreundlich organisiert werden. Eine regelmäßige sowie relativ häufige Abfuhr (bei Holsystemen) bzw. regelmäßige Leerung (bei Containern) muß gewährleistet sein.

1087. Bei der Einführung der Systeme muß die Information der Bürger besonders intensiv durchgeführt werden (Abschn. 5.1.5.1.2); hierfür ist eine gute personelle Ausstattung erforderlich. SCHEFFOLD (1989) gibt allein die notwendigen Sachkosten mit mindestens 2 DM/E·a an. Die Information und auch die Erfassung kann zum Beispiel in Zusammenarbeit mit Recyclinghöfen durchgeführt werden.

1088. Grundsätzlich sollte vor jeder Einführung eines Systemes zur getrennten Erfassung von Wertstoffen die Abfallmenge und die Zusammensetzung bestimmt werden.

1089. Folgende Empfehlungen zur Einführung von Systemen zur getrennten Sammlung können für unterschiedliche Siedlungsgebiete gegeben werden, ohne jedoch detaillierten Planungen vorgreifen zu wollen:

Innenstadtgebiete

- Altpapierbundsammlung (mindestens vierzehntäglich) bzw. Altpapier-Depotcontainer
- Depotcontainer für Altglas (Standplatzdichte 500 bis 1 000 E/Standplatz und 500 m maximale Entfernung zum Container)
- dezentrale Recycling-Stationen in Innenhöfen in Verbindung mit stadtteilbezogenen Recyclinghöfen; hierüber auch Erfassung von Vegetabilien möglich
- Altmetallerfassung im Rahmen der Sperrmüllabfuhr (auch Kühl und Gefriergeräte)
- Problemstofferfassung durch mobile Systeme (monatlich bis vierteljährlich)

Vorstadt, Kleinstadt und ländliche Gebiete

- Biotonne
- Erfassung von größeren Gartenabfällen (Baum- und Strauchschnitt) an mindestens 4 Terminen pro Jahr
- Depotcontainer für Altglas (Standplatzdichte je nach Struktur 500—2 000 E/Standplatz, auf jeden Fall in jeder Siedlung)
- Altpapiertonne
- Altmetallerfassung im Rahmen der Sperrmüllabfuhr (auch Kühl- und Gefriergeräte)
- Problemstofferfassung durch mobile Systeme (vierteljährlich)
- alternativ Sack+Sack-System (Altpapier, Altglas, Altmetall, Biomüll, Restmüll).

1090. Für die Erfassung potentieller Wertstoffe aus den Gewerbeabfällen sind die oben aufgeführten Maßnahmen in der Regel wenig geeignet, da sich Mengen und Zusammensetzung stark vom Hausmüll unterscheiden. Hier muß eine speziell auf den einzelnen Betrieb abgestimmte weitgehende Trennung der Wertstoffe in verschiedenen Containern sowie eine Nachsortierung in einer Sortieranlage durchgeführt werden.

5.1.6.3 Verbesserung der Qualität der erfaßten Wertstoffe

1091. Die Qualität des erfaßten und zu vermarktenden Wertstoffes hängt außer vom Wertstoff selbst von dem Erfassungssystem und dem Aufbereitungsverfahren ab.

Folgende Punkte sollten dabei beachtet werden:

- möglichst geringe Vermischung von potentiellen Wertstoffen bei der Erfassung, um eine gegenseitige Verschmutzung zu vermeiden
- Berücksichtigung von Anforderungen an Sekundärrohstoffe bereits bei der Produktion (Beispiele: Verwendung von Deinking-Farben bei Papier, möglichst weitgehender Verzicht auf Verbundprodukte, gute Separierbarkeit von Störstoffen, z. B. Metallen beim Altglas, Benutzung von lösbaren Etiketten).

1092. Insbesondere bei der Berücksichtigung der Anforderungen an eine Verwertbarkeit sollte der Gesetzgeber über Verordnungen und Normen Einfluß nehmen. Als Beispiele sind hier die Verordnung über die Rücknahme und Pfanderhebung von Getränkeverpackungen aus Kunststoffen (in Kraft getreten am 1. Dezember 1989) sowie der Beschluß des Bundeskabinetts über die Zielfestlegungen zur Vermeidung, Verringerung und Verwertung von Abfällen von Verkaufsverpackungen aus Kunststoffen für Nahrungs- und Genußmittel sowie Konsumgüter vom 17. Januar 1990 zu nennen. Durch Instrumente der Wirtschaftsförderung können zudem Betriebe unterstützt werden, die bei der Produktion diese Anforderungen berücksichtigen bzw. Sekundärrohstoffe einsetzen.

Besondere Berücksichtigung sollte der Bereich des Industrie- und Gewerbeabfalls finden.

5.1.6.4 Produktion und Vermarktung von Produkten aus Sekundärrohstoffen

1093. Der Einsatz von Sekundärrohstoffen aus der getrennten Wertstofferfassung bei der Produktion kann durch folgende Maßnahmen erhöht werden:

- Erhöhung der Qualität durch verbesserte Sammel- und Aufbereitungsverfahren, deren Entwicklung durch Forschungs- und Entwicklungsvorhaben öffentlich unterstützt werden sollte
- Unterstützung von Betrieben, die Sekundärrohstoffe verarbeiten, durch Instrumente der Wirtschaftsförderung
- erhöhter Einsatz von Sekundärrohstoffen in einzelnen Produktionsbereichen durch Verordnungen des Bundes oder der Länder (z. B. bei Hygienepapieren, gewöhnlichen Schreib- und Zeitungspapieren usw.), gegebenenfalls steuerliche Vorteile
- bessere Kennzeichnung von Produkten aus Sekundärrohstoffen („Blauer Engel").

1094. Für einen verbesserten Absatz der Produkte aus Sekundärrohstoffen sollten alle Instrumente der Werbung genutzt werden. Hierbei ist insbesondere eine intensive Zusammenarbeit zwischen Produzenten, Einzelhandel, Verbänden und Verbrauchern notwendig, um Produkte aus Sekundärrohstoffen auf dem Markt zu etablieren.

Durch einen erhöhten Einsatz von Produkten aus Sekundärrohstoffen in der öffentlichen Verwaltung sowie eine verstärkte Berücksichtigung beim Beschaffungswesen wird eine Vorbildfunktion ausgeübt, die auch die Bürger zum vermehrten Kauf von Produkten aus Sekundärrohstoffen anregt.

1095. Für den Bereich des Kompostes aus Bioabfall kann ein verbesserter Absatz in Zusammenarbeit mit landwirtschaftlich orientierten Genossenschaften (z. B. Raiffeisengenossenschaften), Winzergenossenschaften, Gartenbau- und Landschaftspflegeverbänden sowie auch Erzeugern von Erden und Torfkultursubstraten erzielt werden.

5.2 Biologische Abfallumwandlung

5.2.1 Vorbemerkungen

1096. Mit dem gestiegenen Umweltbewußtsein der Bevölkerung und dem damit verbundenen Bedürfnis, ökologisch-funktionale Betrachtungsweisen auch in ökonomisch-technische Prozesse zu integrieren, stieg auch der Wunsch, der biologischen Abfallverwertung eine größere Bedeutung beizumessen. Theoretische Wunschvorstellungen, die insbesondere durch Stoffkreisläufe von natürlichen Ökosystemen modellhaft gestützt werden, die begrenzten Fähigkeiten lebender Systeme (insbesondere der Destruenten), mit der modernen Chemie in unseren Siedlungsabfällen fertig zu werden, und die Randbedingungen praxisbezogener Richtlinien (u. a. Qualitätsstandards), der Flächennutzung und Bauleitplanung widersprechen sich jedoch oftmals und stehen einer rationalen Problemlösung im Wege. Entscheidend für die biologische Abfallverwertung sind deshalb die Fragen nach der Qualität und Zusammensetzung des den entsprechenden Verfahren zugeführten Abfalls, nach der Sicherung des Absatzes sowie der langfristigen Umweltverträglichkeit der durch biologische Verfahren entstehenden Produkte. Wenn „Hausmüll" als schadstoffbelastet aufgefaßt wird (HAHN, 1988), wird jedes nachgeschaltete biologische Verfahren im Verdacht stehen, auch wieder schadstoffbelastete Produkte zu erzeugen. Das gilt insbesondere für jene Inhaltsstoffe, die von den bisher eingesetzten und bekannten Destruenten nicht in zumindest reaktionsarme oder absolut ungefährliche Endprodukte abgebaut oder umgewandelt werden können. Der Hinweis auf die Entwicklung zukünftiger biotechnologischer Verfahren reicht nicht aus, um die gegenwärtige Abfallrealität zu lösen.

1097. Biologische Verfahren der Abfallumwandlung haben ihre Grenzen, die insbesondere von der Qualität des Abfalls und der Art seiner Einsammlung und Vorbehandlung abhängen. Bestimmte Verfahren (Kompostierung im eigenen Garten, Grünkompostierung) erhalten ihre Bedeutung nur im Zusammenhang mit einem Abfallentsorgungskonzept, in dem sie als ein Element ihren Platz besitzen. In Abhängigkeit von der chemischen Zusammensetzung des Abfalles kommt damit der biologischen Abfallumwandlung unterschiedliche Bedeutung zu. Für ihre Rolle in einem integrierten Verwertungs- und Beseitigungskonzept ist es zunächst wichtig, die Frage zu klären, welche Stoffe in einer bestimmten Zeit (ca. 1 Jahr) in reaktionsarme und unschädlich verwertbare Produkte auf biologischem Wege ab- und umgebaut werden können (biologische Abfallumwandlung).

5.2.2 Funktion und Steuerung biologischer Abbaumechanismen

5.2.2.1 Fähigkeiten und Grenzen biologischer Abbau- und Umwandlungsmechanismen

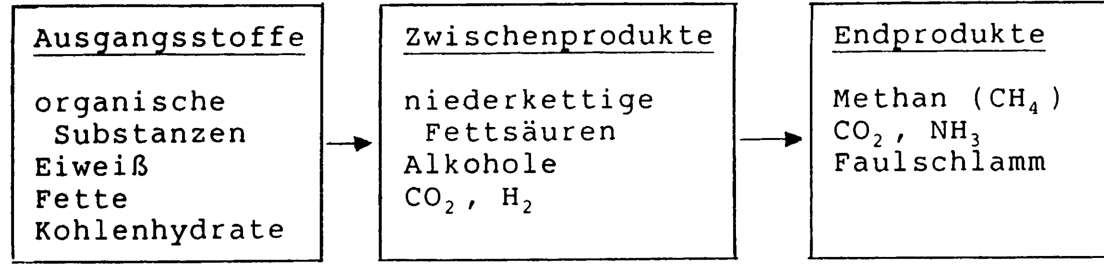
1098. Biologische Verfahren zur Abfallverwertung beruhen auf biologischen Abbau- und Umwandlungsprozessen. In aeroben Verfahren der Kompostierung und Rotte erfolgt ein enzymatischer Ab- und Umbau organischer Substanz zu Kompost unter Bildung von Kohlendioxid und Wasser. In anaeroben Verfahren der Faulung und Fermentation erfolgt der Abbau zunächst nur zu noch energiereichen Zwischenprodukten wie Säuren und Alkoholen, die erst in weiteren Schritten zu den Endprodukten Biogas mit 55 bis 65 % Methan-Anteil und Faulschlamm führen (Abb. 5.2.1). Begrenzt wird der biologische Abbau durch die stoffwechselphysiologischen Leistungen der beteiligten Mikroorganismen.

5.2.2.2 Abbaubestimmende Faktoren

1099. Für die aerobe Abbaubarkeit gilt, daß ein Stoff dann biologisch abgebaut werden kann, wenn alle hierfür erforderlichen Enzyme im System in ausreichender Konzentration vorliegen. Die Abbaubarkeit ist begrenzt durch die Strukturen der abzubauenden Stoffe sowie durch die Biomasse, die die Enzyme liefern muß. Demnach ist die aerobe Abbaubarkeit im

Abbildung 5.2.1

Schema des zweistufigen anaeroben Abbaus



Quelle: MUDRACK und KUNST, 1988, verändert

wesentlichen abhängig von den physiologischen Bedingungen der Enzymreaktionen.

Aufgrund der Beteiligung mehrerer Bakteriengruppen (hydrolysierende, versäuernde, acetogene, methanogene Bakterien) gelten beim anaeroben Abbau neben den allgemeinen physiologischen Bedingungen für enzymatische Reaktionen noch eine Reihe spezieller Bedingungen für jede Bakteriengruppe.

1100. Es ist heute gesichert, daß die meisten organischen Chemikalien durch natürlich vorkommende Organismen mikrobiologisch umgewandelt werden können. Dieses metabolisierende Potential wird transparent in der Vielfalt der aus Böden isolierten Mikroorganismen mit der Fähigkeit, Kohlenwasserstoffe abzubauen; dazu gehören insbesondere Pilze und Bakterien, die als Mikroorganismenpopulationen synergistische Arbeit leisten (AARTEN et al., 1987). Gerade deshalb sind in besonderer Weise die den biologischen Abbau beeinflussenden Parameter zu beachten: Gegenwart oder Ausschluß von Sauerstoff (aerobe oder oxidative Stoffwechsel bzw. anaerobe Gärungen), Temperatur, pH-Wert und zusätzliche Elementbedürfnisse (Stickstoff, Phosphor, Spurenelemente). Weiter beachtet werden müssen auch gegebenenfalls bakterientoxische Wirkungen vorhandener Chemikalien.

Ein Ziel des aeroben mikrobiellen Ab- und Umbaus ist die Umwandlung von Teilen des verfügbaren Kohlenwasserstoffs in Kohlendioxid und Wasser; die dabei entstehende Energie wird von den Organismen zum Aufbau neuer organischer Substanzen verwendet (Humifizierung).

5.2.2.3 Destruenten

1101. Die Destruenten oder Zersetzer werden gemäß ihrer besonderen Aufgaben weiter als Detrivore, Saprovore, Saprophage, Reduzierer oder Mineralisierer bezeichnet (SRU, 1987, Tz. 348).

Die Tätigkeit dieser Organismen besteht in einer

- Zerkleinerung der organischen Substanz durch Fraßtätigkeit, wodurch die durch Mikroorganismen besiedelbare Oberfläche um ein Vielfaches vermehrt wird,
- Durchmischung und Durchlüftung des Materials durch das Graben von Gängen,
- Verbreitung von Mikroorganismen, insbesondere von Pilzen, an bisher unbesiedelte Stellen, wodurch eine gleichmäßigere Rotte des gesamten Materials ermöglicht wird,
- relativen Anreicherung des Huminstoffanteils und absoluten Zunahme der Huminstoffe im Kot im Vergleich zur aufgenommenen Nahrung und
- chemischen Umwandlung.

Innerhalb der Gruppe der Destruenten scheint den Regenwürmern eine besondere Rolle zuzukommen, die sie auch für die Überwachung der Schadstoffbelastung als geeignet erscheinen lassen:

- Sie haben den größten Anteil an der Biomasse der Bodenfauna.
- Sie bekleiden im Nahrungsnetz eine Mittlerstelle zwischen dem Bodenbereich und den Konsumenten.
- Sie sind weltweit verbreitet.
- Sie leisten einen wichtigen Beitrag zur Zersetzung organischer Substanzen durch direkte Verdauung und durch enge Vermengung mit Pilzsporen und anderen Mikroorganismen.
- Sie erhalten und fördern die Bodengare und die Krümelstruktur.

Wurmkompostierung

1102. Die bekannte fördernde Wirkung von Würmern auf die Kompostierung durch mechanische oder physikalische und biochemische Veränderungen wird kommerziell genutzt (BLICKWEDEL, 1982). Die Anwendung reicht dabei von landwirtschaftlichen Abfällen (PRICE, 1988) über verschiedene Industrie- und Siedlungsabfälle (PICCONE et al., 1987) und Klärschlämme (HALL et al., 1987) bis zum Einsatz im Gartenbau. Wurmkompostierung hat insbesondere im Gartenbau und bei privaten Kompostmieten eine erhebliche Bedeutung.

Im Zuge verfahrenstechnischer Neuerungen, wie z. B. der Einführung eines kontinuierlichen Systems (PRICE, 1988), scheint der Wurmkompostierung in Zukunft in bestimmten Bereichen eine breitere Bedeutung zuzukommen.

1103. Der Bedeutung von Würmern im Boden entsprechend sieht das Chemikaliengesetz einen Regenwurmtest zur Überprüfung der Toxizität neuer Substanzen vor. Im Rahmen der Umweltprobenbank werden Regenwürmer als Referenzorganismen für die Chemikalienbelastung bestimmter Standorte eingesetzt. Die hohe Präsenz von Regenwürmern darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß bei der Kompostierung die wesentlichen Um- und Abbauleistungen von Mikroorganismen erbracht werden. Einzelne Mikroorganismen sind dabei so spezialisiert, daß sie den für sie notwendigen Kohlenstoff von ganz bestimmten Umweltchemikalien beziehen. Hier bietet sich ein wichtiges Arbeitsgebiet auch für biotechnologische Verfahren an.

5.2.3 Biologische Abfallbehandlungsverfahren

1104. Biologische Abfallbehandlung ist möglich in

- aeroben Verfahren (Kompostierung, Rotte) und
- anaeroben Verfahren (Faulung, Fermentation).

Dazu stehen in der Praxis u. a. folgende Systeme zur Verfügung:

aerob

- Kompostwerke
- Gartenkompostierung
- Flächenkompostierung
- „Rottedeponie" (Abschn. 5.5.3.5.1);

Tabelle 5.2.1

Verfahrenstechnische Bedingungen der biologischen Abfallbehandlung

AEROB:	ANAEROB:
ZUFUHR VON LUFTSAUERSTOFF DURCH LOCKERSTRUKTUR OPTIMALER WASSERGEHALT 55 % GROSSE FESTSTOFF-OBERFLÄCHE	ABSOLUTER LUFTABSCHLUSS MISCHUNG, UMWÄLZUNG OPTIMALER WASSERGEHALT 90 % GROSSE FESTSTOFF-OBERFLÄCHE

Quelle: JÄGER, 1984 a

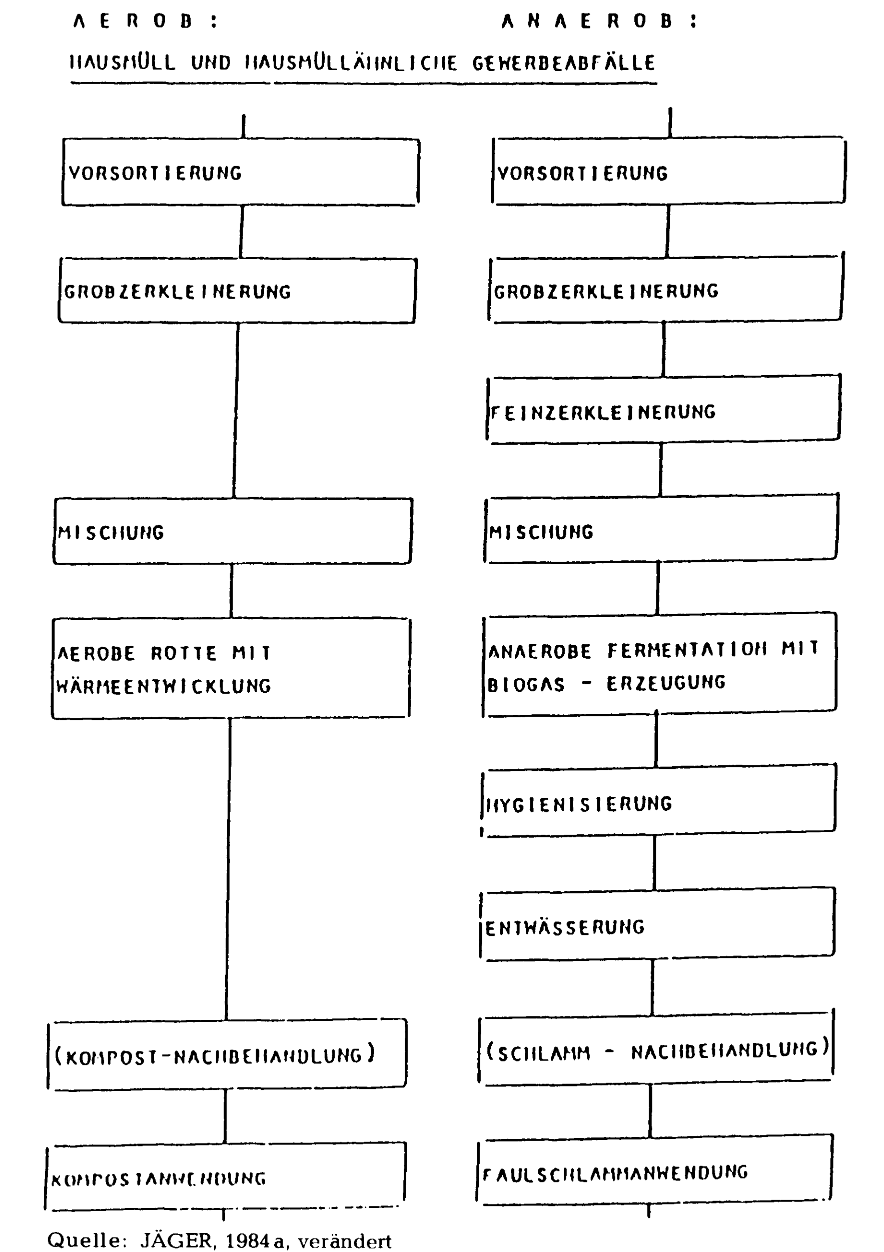
Tabelle 5.2.2 **Produkte der biologischen Abfallbehandlung**

AEROB:	ANAEROB:
FÜHLBARE WÄRME KOMPOST, HYGIENISCH UNBEDENKLICH (sofern T > 65° C)	BIOGAS MIT 55—65 % FAULSCHLAMM, HYGIENISCH NICHT UNBEDENKLICH (ENTSEUCHUNG, ERFORDERLICH)

Quelle: JÄGER, 1984 a

Abbildung 5.2.2

Verfahrensstufen der biologischen Abfallbehandlung (Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle)



Quelle: JÄGER, 1984 a, verändert

anaerob

- Fermenter (Biogasanlagen)
- Bioreaktordeponie (Abschn. 5.5.3.5.2).

1105. Aerobe und anaerobe Verfahren unterscheiden sich deutlich im Hinblick auf die Verfahrenstechnik (vgl. Tab. 5.2.1). Als Produkte der biologischen Abfallbehandlung entstehen Energie, organische und andere Stoffe (vgl. Tab. 5.2.2).

Die Energie geht bei der aeroben Rotte verloren, die organischen Restsubstanzen sind, soweit von Fremdstoffen frei, als Kompost verwendbar. Beim anaeroben Verfahren ist das entstehende energiereiche Gas direkt vielseitig einsetzbar; die Restsubstanz muß in einem zweiten Schritt („Hochtemperaturschock" oder biologischer Prozeß der Nachkompostierung) weiter von pathogenen Keimen befreit werden.

1106. Die Verfahrensstufen der biologischen Abfallbehandlung für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle bzw. für Klärschlamm und klärschlammartige organische Abfälle zeigen die Abbildungen 5.2.2 und 5.2.3. Aus ihnen geht hervor, daß für örtlich gegebene Verwertungsmaßnahmen auch wirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analysen sinnvoll sind.

Biologische Verfahren der Bodensanierung

1107. Bei der Analyse von biologischen Abbauvorgängen wird deutlich, daß Mikroorganismen auch hohe Bedeutung für die Behandlung schadstoffbelasteter Böden (z. B. aus Unfällen mit wassergefährdenden Stoffen oder Altlasten) besitzen können. Auf biologische Verfahren der Bodensanierung hat der Rat in seinem Sondergutachten „Altlasten" ausführlich hingewiesen (SRU, 1989, Abschn. 4.3.2.2.6).

Abbildung 5.2.3

Verfahrensstufen der biologischen Abfallbehandlung (Klärschlamm und klärschlammartige organische Abfälle)

AEROB:
ANAEROB:

KLÄRSCHLAMM UND KLÄRSCHLAMMARTIGE ORGANISCHE ABFÄLLE

Aerob: ENTWÄSSERUNG → TROCKNUNG → MISCHUNG → AEROBE ROTTE MIT WÄRMEENTWICKLUNG → KOMPOSTANWENDUNG

Anaerob: ANAEROBE FAULUNG MIT BIOGAS - ERZEUGUNG → HYGIENISIERUNG → ENTWÄSSERUNG → FAULSCHLAMMANWENDUNG

Quelle: JÄGER, 1984a, verändert

Biologische Behandlung organisch hochbelasteter wäßriger Sonderabfälle

1108. Organisch hochbelastete Abwässer bestimmter Herkunft, die in den aerob gefahrenen herkömmlichen industriellen oder kommunalen Kläranlagen nur unzureichend gereinigt werden, können durch spezielle biologische Intensivverfahren für die Einleitung vorbehandelt werden. Diese Produktions- oder Prozeßabwässer weisen Merkmale von flüssigen Sonderabfällen auf, weshalb es berechtigt ist, ihre biologische Behandlung in diesem Gutachten — wenn auch nur kurz — anzusprechen, zumal die erforderlichen Anlagen mit herkömmlichen Kläranlagen nur wenig gemeinsam haben.

Bei den Inhaltsstoffen solcher wäßrigen Abfälle handelt es sich teilweise um Naturstoffe, wie z. B. bei Abwässern aus der Stärkeproduktion, aber teilweise auch um Stoffklassen, die in der Natur Fremdstoffe sind, wie z. B. Naphthalinsulfonsäuren. Sie stören den Klärwerkbetrieb; „solche Stoffe gehören nicht in das Abwasser" (SRU, 1987, Tz. 1140); sie „sind im Vorfeld einer kommunalen Kläranlage weitgehend zurückzuhalten" (Tz. 1143). Durch diese Vorbehandlung entsteht ein Klärschlamm, der als Abfall zu beseitigen ist.

Die biologische Intensivbehandlung kann, je nach Abfallinhaltsstoff und Verfahrensziel, in aerober oder anaerober Prozeßvariante ausgeführt werden.

1109. Nach einer Übersicht von SEYFRIED und SAAKE (1986) können wäßrige Sonderabfälle natürlicher Herkunft in anaeroben Prozessen industriell gut aufgearbeitet werden. Kohlenstoffverbindungen, wie z. B. Reststoffe aus der Kartoffelverarbeitung, werden zu Methan und Kohlendioxid abgebaut; dies ermöglicht sogar eine teilweise Verwertung, d. h. die thermische Nutzung des Abfalls bzw. seines Umwandlungsproduktes Methan. Moderne Biogasanlagen zur Gülleumwandlung arbeiten ebenfalls nach diesem Prinzip.

1110. Aerobe Intensivverfahren befinden sich gleichfalls in der Entwicklung (HEMPEL et al., 1990). Das Ziel letztgenannter Bemühungen ist der aerobbiologische Abbau von naturfremden Stoffen mit Hilfe von speziell adaptierten Bakterienkulturen, deren hohes Abbaupotential allerdings erst in optimierten Bioreaktoren zum Tragen kommen kann. In diesen speziellen Apparaten werden die Lebensbedingungen auf die Ansprüche der Spezialisten eingestellt. Mit diesem Prinzip lassen sich Abbaugrade über 97 % für Stoffe erreichen, die in herkömmlichen Kläranlagen als nicht abbaubar gelten. Das geklärte Wasser soll sogar die Reinheitsanforderungen an ein Prozeßwasser erreichen, was seine betriebliche Nutzung gestattet.

Ein Nachteil dieser Intensivverfahren ist der relativ hohe Energieverbrauch, der jedoch nicht mit dem einer herkömmlichen Kläranlage, sondern mit dem der Abwasserverbrennung (Eindüsung in die Stützflamme einer Sonderabfallverbrennungsanlage) verglichen werden sollte.

1111. Der Vorteil der hier kurz erwähnten Verfahren liegt in der Möglichkeit, eine leistungsfähige Behandlung oder Vorbehandlung von wäßrigen Sonderabfällen beim Abfallerzeuger dezentral durchzuführen, um die zentrale Kläranlage von diesen Stoffen zu entlasten (SRU, 1987, Tz. 1110 f.). Hinzu kommt der Vorteil, daß diese Verfahren keine Aufsalzung des Ablaufwassers bewirken. Die Aufsalzung ist jedoch bei bestimmten chemisch-physikalischen Behandlungsverfahren (Kap. 5.3) ein unvermeidlicher und unerwünschter Nebeneffekt der Behandlung.

5.2.4 Qualitätskriterien für biologisch verwertbaren Abfall

1112. Einer biologischen Verwertung können alle organischen Substanzen zugeführt werden, wobei zwischen nativ-organischer, d. h. natürlich entstandener Substanz, und synthetisch- oder derivativ-organischer, d. h. technisch be- und verarbeiteter, Substanz unterschieden wird. Die organische Substanz wird in Degradationsprozessen mikrobiell abgebaut; organische Verbindungen werden mineralisiert oder in Makromoleküle (z. B. Huminstoffe) umgewandelt. Zur Verwertung kommen die in Abschnitt 5.2.5 genannten organischen Abfälle in Betracht. Es werden jedoch eine Reihe von Anforderungen an die Beschaffenheit der Abfälle hinsichtlich ihrer Eignung für verschiedene Verwertungsformen gestellt (Tab. 5.2.3).

Tabelle 5.2.3

Anforderungen an organische Abfälle zur Verwertung

Verwertungsform bzw. Beseitigung	Beschaffenheit	Schadstoffgehalt	Verdaulichkeit, Abbaubarkeit	Stoffreinheit, Fremdstoffarmut	Zersetzunggrad	C/N-Verhältnis	Düngewert, Gehalt an Nährstoffen	organische Substanz	Heizwert	Wassergehalt
Landbehandlung		○	/	/	+	○	++	++	/	/
Materialrecycling		○	/	++	○	/	/	/	/	/
Verfütterung		○○	++	/	○	/	++	+	/	/
Fermentation, Biogasgewinnung		○	/	++	○	/	+	+	/	/
Kompostierung		○	+	/	○	○	++	++	/	+
Verbrennung		○	/	/	/	++	/	++	++	○
Deponie		○	/	/	/	/	/	/	/	○

++ möglichst hoch erwünscht
\+ mittlere Ansprüche
○ nur gering erwünscht
○○ nur geringster Grad zulässig
/ keine Ansprüche

Quelle: DOEDENS und WEBER, 1984

Infektionshygiene

1113. Organische Abfälle können mit potentiell pathogenen Keimen befrachtet sein und für Mensch, Tier und Pflanze ein Gefahrenpotential darstellen. Die Produkte aus den eingesetzten Verwertungsverfahren müssen hygienisch einwandfrei sein.

Schadstoffe

1114. Organische Abfälle müssen regelmäßig auf Schadstofffrachten jeder Art untersucht und ihrem Schadstoffpotential entsprechend verwertet werden. Die Endprodukte der Verwertung müssen einen nach dem Stand der Wissenschaft unbedenklichen Schadstoffgehalt aufweisen; der Schadstoffgehalt darf bestehende Grenz- und Richtwerte nicht überschreiten.

Vermarktung

1115. Die Qualitätskriterien für die einer Verwertung zugeführten organischen Ausgangssubstanzen sind maßgebende Bestandteile der Gütebewertung des aus einer Verwertung entstandenen Produkts und somit von besonderer Bedeutung für dessen Vermarktung. Letztere wird nicht nur von der ökotoxikologischen Unbedenklichkeit der Produkte beeinflußt, sondern auch von den wertgebenden Inhaltsstoffen der Produkte (u. a. Nährstoffe, Humusgehalt) und vom Marketing (u. a. Verbesserung des „Image"; Abschn. 5.2.8.8).

5.2.5 Biologisch verwertbare Abfälle

5.2.5.1 Grundsätze

1116. Angesichts der Erkenntnis, daß „sich holistische Systeme schlecht mit eindimensionalen Methoden beschreiben lassen" (HAHN, 1988), sind für die Frage nach den biologisch verwertbaren Abfällen eine Reihe von Vorüberlegungen notwendig:

- Welche Stoffe können in einer bestimmten Zeit (ca. 1 Jahr) abgebaut werden?
- Welche Stoffe können nicht abgebaut werden?
- Welche davon sind ökotoxikologisch unbedeutend?
- Welche sind ökotoxikologisch bedeutend?

Daraus folgen die Überlegungen:

- Welche Abfälle können durch biologische Behandlung eine Risikominimierung erfahren?
- Welche Abfälle werden durch biologische Behandlung verwertbar?
- Welche Emissionen fallen bei der biologischen Behandlung an (z. B. Gerüche, CO_2)?
- Fallen durch biologische Verfahren neuartige Stoffe an?

Unter den in den Abschnitten 5.2.2 und 5.2.3 genannten Bedingungen ist eine Reihe von Abfallarten einer biologischen Behandlung zuführbar, um die Produkte in der Landwirtschaft oder im Gartenbau zu verwerten.

1117. Gemessen an den steigenden, an Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung angelieferten Abfallmengen in den Jahren 1977 bis 1987 (Abschn. 3.2.1, Tab. 3.2.1) stagniert der Prozentsatz des Anteils, der der Kompostierung zugeführt wurde (Tab. 5.2.4).

Tabelle 5.2.4

An Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung angelieferte Abfallmengen und der Kompostierung zugeführte Anteile 1977 bis 1987

Jahr	Abfälle gesamt	kompostiert	%
	(1 000 t)		
1977	64 306	537	*0,83*
1980	82 682	505	*0,61*
1982	80 134	539	*0,67*
1984	86 101	662	*0,77*
1987	99 534	724	*0,73*

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990

Abweichend davon zeigt der Hausmüll (Abschn. 5.2.5.2) eine steigende Tendenz der kompostierten Anteile, was die nachhaltige Förderung und Verbesserung der biologischen Verwertung widerspiegelt (vgl. hierzu auch Abschn. 5.2.6).

5.2.5.2 Hausmüll und getrennt gesammelte nativ-organische Abfälle

1118. Unter „Hausmüll" werden Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll, Straßenkehricht und Marktabfälle verstanden. Die von 1977 bis 1987 in der Bundesrepublik bei den öffentlichen Abfallentsorgungsanlagen angelieferten Hausmüllmengen und der davon der Kompostierung zugeführte Anteil geht aus Tabelle 5.2.5 hervor.

Tabelle 5.2.5

„Hausmüll"aufkommen und der Kompostierung zugeführte Anteile 1977 bis 1987

Jahr	Hausmüll	kompostiert	%
	(1 000 t)		
1977	28 985	481	*1,66*
1980	31 698	442	*1,39*
1982	28 801	462	*1,60*
1984	29 604	546	*1,84*
1987	31 288	630	*2,01*

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1990

1119. Neuere Untersuchungen zur Zusammensetzung von Siedlungsabfällen (z. B. Gartenabfälle als Bestandteil des Hausmülls: DOEDENS, 1982; hausmüllähnlicher Gewerbeabfall in Bremen: KLUVE et al., 1987), deren Schadstoffbelastung sowie deren Schad- oder Problemstoffentfrachtung (z. B. KÜMMLEE, 1986), neuere Konzepte zur Kompostierung von Siedlungsabfällen (JÄGER, 1984b und 1987), der getrennten Sammlung nativ-organischer Bestandteile des Hausmülls (Abschn. 5.2.6.6), der Planung und Inbetriebnahme von Kompostierungsanlagen (wie z. B. das Kompostwerk Dußlingen als Teil des Bundesmodells Abfallverwertung; JÄGER, 1984 b und 1989) und zur Bewertung biologischer Verfahren im Rahmen abfallwirtschaftlicher Planung (MÜLLER, 1984) lassen erkennen, daß in Zukunft ein größerer Anteil der Siedlungsabfälle biologisch verwertet werden kann.

1120. Nativ-organische Abfälle umfassen alle natürlich entstandenen organischen Anteile des Abfalls, wie z. B.

- Abfälle aus Park- und Grünanlagen, Friedhöfen,
- Straßenbegleitgrün (Baum- und Strauchabfälle, Laub),
- Rindenabfälle,
- Garten- und einzelne Küchenabfälle,
- nativ-organische Rückstände aus der Industrie,
- Schlachthofabfälle,
- pflanzliche und tierische Abfälle aus der Landwirtschaft.

Diese organischen Abfälle bieten bei getrennter Sammlung gute Voraussetzungen für eine biologische Verwertung (Abschnitt 5.1.2). Auf eine mögliche Belastung der Materialien mit Schadstoffen ist im Einzelfall sorgfältig zu achten (z. B. Schwermetalle im Straßenbegleitgrün, PAK in Baumrinde).

Abfälle aus Park- und Grünanlagen, Friedhofsabfälle,Straßenbegleitgrün, Mähgut

1121. Die großen Mengen anfallender Grünmaterialien bei der Pflege von Gärten, Grünflächen u. a. sollen nach Auffassung des Rates die im landschaftspflegerischen-gärtnerischen Bereich verbrauchte Torfmenge (mit saurem pH-Wert) von etwa 10 Mio. m^3/Jahr zumindest ergänzen, auch um so die Moore vor übermäßiger Zerstörung zu bewahren (FISCHER, 1988).

So könnten zum Beispiel 23 000 m^3 Äste von 580 000 städtischen Bäumen in München oder 130 000 m^3 Laub von Straßenbäumen in Hamburg oder 5 200 m^3 Tannengrün und 20 000 m^3 Buschwerk des Friedhofs Hamburg-Ohlsdorf bzw. 45 000 m^3 Friedhofsabfälle der Stadt München (FISCHER, 1988) einer Verwertung zugeführt werden. Die anfallenden Abfallmengen werden bereits heute von den Garten- bzw. Friedhofsämtern zu 50 % bzw. zu 14 % kompostiert, wobei die Größe der Lagerflächen in Abhängigkeit von der Abfallmenge und der Rottezeit ermittelt wird (THEURER, 1983). Die Verwertung von Friedhofsabfällen wird durch Materialien aus Kunststoffen behindert oder gefährdet. Deshalb ist der Beschluß der Hamburger Behörde, wonach seit 1. Januar 1987 auf den staatlichen Friedhöfen keine Kranzunterlagen aus Kunststoff mehr verwendet werden dürfen, zu begrüßen. Für den Friedhof Hamburg-Ohlsdorf bedeutet dies bei ca. 8 000 anfallenden Kränzen pro Jahr eine Einsparung von ca. 4 000 m^3 Sonderabfall (LANGLEY, 1987).

1122. Aus den Baum- und Strauchabfällen können Holzhäckselgut als Mulchmaterial, Bodenauflockerungsmittel, Stalleinstreu und Holzkompost (Holzhäckselgut mit Wasser, Stallmist und Kompoststartern) zur Verwendung in Gärtnereien, in Baumschulen und zur Bepflanzung von Lärmschutzwällen gewonnen werden (HALMES, 1982). Weitere Erfahrungen mit der Schnittholzkompostierung zeigen ermutigende Ergebnisse, wobei der Einsatz vorwiegend die folgenden Gebiete betrifft: Mulchen in Gehölzpflanzungen, Bodenverbesserung in Stauden- und Gehölzpflanzungen, Beimischung für die Kompostierung sowie als Wegebelag (FISCHER und RANNERTSHAUSER, 1982; FISCHER und RICHTER, 1982; RANNERTSHAUSER, 1982).

Schlachthofabfälle

1123. Zur Kompostierung und/oder direkten landwirtschaftlichen Verwertung gelangt der Panseninhalt von Rindern allein oder zusammen mit Mist aus Tierställen der Schlachthöfe. In einer Anlage in Ansbach (Bayern) werden seit 1981 jährlich der Panseninhalt von 45 000 Rindern, der anfallende Mist aus Stallungen und Transportfahrzeugen und die Sommerborsten von 250 000 Schweinen in von unten belüfteten Boxen kompostiert (MACH, 1982; zur Beschreibung der Anlage vgl. BÄLZ, 1982).

1124. Schlachthofabfälle werden auch in anaeroben Verfahren behandelt, wobei, speziell für Schlachthofabwässer, folgende Gründe genannt werden:

- höhere Belastbarkeit anaerober Anlagen, kosteneinsparende Mitbehandlung von Fettabfällen, Pansen- und Darminhalten sowie Gülle aus der Aufstallung
- Deckung des Energiebedarfs aus dem entstandenen Biogas
- Verminderung oder Abtötung pathogener Organismen bei thermophiler Prozeßführung (STEINER und KANDLER, 1983).

Abfälle aus der Landwirtschaft

1125. Prinzipiell sind solche Rückstände oder Abfälle einer biologischen (aeroben oder anaeroben) Verwertung zugänglich; die Verfahren werden aber von seiten der Landwirtschaft noch nicht ausreichend genutzt. Flüssigmist aus der Intensivtierhaltung ist außerdem infektionshygienisch bedenklich, so daß möglicherweise in Zukunft anaerobe Verfahren an Bedeutung gewinnen (STEINER und KANDLER, 1983; Verband der Chemischen Industrie, 1986).

Weiterhin werden F+E-Vorhaben gefördert, wie z. B. „Untersuchungen der Einflußgrößen auf die Art und Geschwindigkeit der Fermentation eines Gülle-Stroh-Gemisches in einer zwangsbelüfteten Rottezelle mit kontinuierlicher Durchmischung" (BMFT) oder „Entwicklung eines arbeitsextensiven Verfahrens zur Strohkompostierung unter Einsatz von Gülle, Zuschlagstoffen und Hilfsmitteln für die Anwendung im Gemüsebau" (Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen); (vgl. hierzu auch den Schwerpunkt-Forschungsbericht des BMFT zur Gülle-Behandlung). Im Gegensatz zu den Niederlanden fördert das BMFT bevorzugt Kleinanlagen für einen oder wenige Betriebe, weil bei solchen Anlagen der Transport über größere Strecken entfällt.

Altpapier

1126. Allein ist Altpapier (z. B. durch Kompostierverfahren) nur schlecht biologisch verwertbar, kann aber in kleinen Mengen zusammen mit Naßabfällen kompostiert werden, wobei gerade die Zufügung von Papieranteilen zu einer Reduzierung der Geruchsbildung führt (JAGER und WENGENROTH, 1987). Die biologische Verwertung größerer Altpapiermengen, z. B. aus Papierfabriken, ist manchmal durch die Papierqualität, die Fremdstoff- und die zum Teil erhöhten Schwermetallgehalte problematisch. Vergleicht man mögliche Zuschlagstoffe für wasserreiche Abfälle, so erweist sich Altpapier durch das hohe Kohlenstoff/Stickstoff (C/N)-Verhältnis und den niedrigen Wassergehalt (4 bis 10%) als besonders geeignet für biologische Abfallverwertung (Tab. 5.2.6).

1127. Als derivativ-organischer Abfall ist Altpapier technisch bearbeitet und kann, in Abhängigkeit vom Druckverfahren und dem Prozentsatz farbiger Anteile, mehr Schwermetalle als die entsprechenden Ausgangsstoffe enthalten (Tab. 5.2.7). Da verbesserte Druckfarben heute weniger Schwermetalle enthalten, kann unter Umständen mit einem rückläufigen Trend der Schwermetallgehalte des Altpapiers gerechnet werden.

1128. Papierabfälle aus Haushaltungen liegen in Mischungen verschiedener Sorten vor; die Schwermetallkonzentrationen in diesen Mischungen liegen dabei weit unter den Grenzwerten aus der Klärschlammverordnung (Bodengrenzwert), den Bodengrenzwerten der Schweiz und der Niederlande sowie den Richtwerten des „Umweltzeichens" für Bodenverbesserungsmittel/Bodenhilfsstoffe aus Kompost (Tab. 5.2.8). Deshalb kann Altpapier wegen seines geringen Schwermetallgehaltes als Zuschlagstoff zu anderen organischen Haus- und Gartenabfällen verwendet werden.

Baumrinde

1129. Aus Kostengründen ging die Forstwirtschaft Ende der 1960er Jahre dazu über, vermehrt unentrindetes Holz zu veräußern, womit der Rindenanteil vom Wald an zentrale Stellen der Holzindustrie und Forstwirtschaft verlagert wurde. Dadurch entstand ein Entsorgungsproblem; Rinde war ein Abfallprodukt geworden, das bei hohen Deponie- und Frachtgebühren Überlegungen zur Verwertung zwingend notwendig machte.

1130. Vom mit 2,7 Mio. m^3 bezifferten Gesamtrindenaufkommen für 1987 (davon 2,1 Mio. m^3 Nadelholzrinde und 0,6 Mio. m^3 Laubholzrinde) kann lediglich der auf zentralen Plätzen der Holzindustrie anfallende Teil einer wirtschaftlichen Verwertung zugänglich gemacht werden; dies sind 1,95 Mio. m^3 (ENGELS et al., 1988).

Die rindenverwertenden Betriebe (1988: 27 Firmen) verarbeiten nach eigenen Angaben 969 200 m^3 pro Jahr zu Rindenmulch, Rindenhumus, und/oder Rindenkultursubstrat.

1131. Die Elementgehalte der Rinden sind in Tab. 5.2.9 dargestellt. Sie sind je nach Standort starken Schwankungen unterworfen. Auffällig sind die hohen Gehalte an Kalium (MEINKEN und SCHARPF, 1988a) und Mangan (MEINKEN und SCHARPF, 1988b). Der hohe Kaliumgehalt trägt beim Einsatz der Rindenprodukte im Garten- und Landschaftsbau zur Kaliumversorgung der Pflanzen bei, was bei der Düngerbemessung beachtet werden muß. Die durch den hohen Mangangehalt induzierten Eisenmangelchlorosen können durch Zugabe von Eisenchelat und Aufrechterhalten eines pH-Wertes von über 6 ausgeglichen werden.

Tabelle 5.2.6

Zusammensetzung möglicher Zuschlagstoffe für die Biomüllkompostierung

Zuschlagstoff	C	H_2	O_2	N_2	S	C/N	Wassergehalt	Brennbares	Glührückstand	Heizwert
	%	%	%	%	%	-	%	%	%	GJ/kg
Altpapier ...	*35—50*	*4—6*	*28—37*	*0,1—0,3*	*0,1—0,3*	200—400	*4—10*	*94—65*	2 —*25*	13,5—17,5
Sägemehl ...	*47—52*	5—*7,2*	32—45	*0,1—0,2*		200—500	*12—25*	*74—88*	0,2— *1,5*	15—20
Rinde						60—140	*20—80*	*20—70*	2 —*16*	17—22 0—10
Stroh	*48*	*5,7*	*39*	*0,4*		120	*5—10*		*5,0*	13,5

Quelle: TUMINSKI, 1988, verändert

Tabelle 5.2.7

Schwermetallgehalte in Altpapier und getrennt erfaßter Haushaltssammelware

Quelle		getrennt erfaßtes Altpapier								
		Europäische Zeitungen nach Sundström/Rasch				Balzer 1981	Doedens/Tuminski 1982			Altvater 1986
Schwermetall in mg/kg (ppm)		Tageszeitung Hochdruck	Tageszeitung Offset	Tageszeitung Sonntagsbeilage Offset	Zeitschriften mit geringer Auflage Tiefdruck	Haushaltssammelware	Tageszeitung Offset	Illustrierten Tiefdruck	Illustrierten Offset	Haushaltssammelware
Chrom	Cr	10,9	0,3	0,5	28,0	<1	0,9	31,0	4,2	3,3
Kupfer	Cu	14,0	23,0	51,0	111,0	31	5,4	65,7	60,0	24,1
Mangan	Mn	42,0	72,5	77,5	18,0	—	—	—	—	—
Eisen	Fe	110,0	15,0	14,5	590,0	—	—	—	—	—
Kobalt	Co	0,2	0,3	0,2	3,2	—	—	—	—	—
Blei	Pb	8,3	0,5	0,4	1 155,0	<5	2,6	77,7	19,5	11,6
Cadmium	Cd	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	1,2	0,1	0,2	0,2	0,2
Zink	Zn	9,0	7,5	12,0	365,0	312	10,0	111,7	93,4	39,9
Nickel	Ni	3,2	0,4	0,4	3,0	—	0,6	3,0	1,1	0,9
Quecksilber	Hg	0,03	0,04	0,05	0,01	—	0,05	0,04	0,08	0,06

Quelle: TUMINSKI, 1988

Tabelle 5.2.8

Schwermetallkonzentrationen in Altpapier im Vergleich zu anderen Richt- und Grenzwerten

	Schwermetallgehalte im Altpapier (Zeitungen- und Illustrierten-Offsetdruck, Illustrierten-Tiefdruck und Hauskartonagen	Bodengrenzwerte Schweiz (Niederlande)	Bodengrenzwerte AbfKlärV § 4	Umweltzeichen
	(in mg/kg TS)			
Zn	39,9	200 (200)	300	500
Cu	24,1	50 (50)	100	150
Ni	0,9	50 (50)	50	50
Cd	0,15	0,8 (1,0)	3	2
Pb	11,6	50 (50)	100	150
Cr	3,3	75 (100)	100	150
Hg	0,06	0,8 (n.g.)	2	1

Quelle: TUMINSKI, 1988, ergänzt

Tabelle 5.2.9

Durchschnittliche Element-, Gerbstoff- und Feinaschengehalte von Baumrinden, bezogen auf 1 000 g absolutes Trockengewicht

Baumart	Proben-anzahl	Ca g	Mg mg	P mg	K mg	Na mg	Si mg	Mn mg	Fe mg	Zn mg	Cu mg	Cd mg	Gerb-stoff-gehalt g	Aschen-gehalt g
Fichte ...	83	11,4	700	510	2 500	25	180	750	49	158	5,1	440	116	1—3
Tanne ...	22	8,6	490	400	2 000	15	120	590	43	38	4,4	130	64	1—3
Kiefer ...	40	6,4	660	600	2 300	22	230	210	78	46	3,9	160	60	1
Lärche ..	9	4,0	390	580	1 900	18	220	780	52	22	4,2	60	100	1—3
Buche ...	30	15,2	580	420	2 100	24	2 250	700	52	13	4,8	90	33	3—4
Eiche ...	5	16,6	640	380	2 300	32	200	2 050	77	11	5,4	170	90	4—7

Quelle: KEILEN, 1977

1132. Das Insektizid Lindan (Gamma-Hexachlorcyclohexan), dessen Einsatz im Forstbereich mittlerweile bundesweit zugunsten biologisch schnell abbaubarer synthetischer Pyrethroide zurückgegangen ist, kann immer noch in Rinden und Rindenprodukten nachgewiesen werden. Die Meßwerte zeigen dabei einen Rückgang, wobei die Mittelwerte bereits seit 1986 unter dem vom Bundesgesundheitsamt mitgeteilten Richtwert von 0,5 mg/kg liegen (Tab. 5.2.10). Es ist davon auszugehen, daß der Lindangehalt in Rindenprodukten, unterstützt durch mikrobiellen Abbau, weiter stetig reduziert wird.

1133. Potentielle Verwertungsmöglichkeiten von Rinde sind:

- Erzeugung von Energie
- Einsatz als Bodenverbesserungsmittel
- Nutzung als Gerbrinde
- Einsatz als Zuschlagstoff bei der Ziegelherstellung
- Brikettierung von Rinde
- Frostisolation
- Biofilter
- Wegebeläge.

Der Einsatz als Bodenverbesserungsmittel und die energetische Nutzung sind vorrangig gegenüber den anderen, untergeordneten Verwertungsbereichen.

1134. Für den Einsatz von Rinde in der Bodenverbesserung werden drei Produktgruppen unterschieden (SCHARPF und MEINKEN, 1988):

- Rindenmulch (RM): zerkleinerte, fraktionierte Rinde ohne Zusätze zur Bodenabdeckung (Wasserhaltevermögen, Wärmeresorption, Erosionshemmung, phytosanitäre Eigenschaften durch bakterizide, fungizide und herbizide Wirkungen der Rinde)
- Rindenhumus (RH): zerkleinerte, fraktionierte und fermentierte Rinde mit oder ohne Nährstoffzusätze (Strukturverbesserung von Böden, Erhöhung des Humusgehaltes)

Tabelle 5.2.10

Gamma-Hexachlorcylohexan in Rinden und Rindenprodukten von 6 rindenverarbeitenden Betrieben von 1983 bis 1988

Jahrgang	n	mg/kg			mg/l		
		x̄	min.	max.	x̄	min.	max.
1983/84	91	1,130	0,0050	11,670	0,478	0,0030	8,400
1985	17	0,583	0,0040	3,294	0,289	0,0020	1,712
1986	41	0,417	0,0040	0,823	0,183	0,0020	0,478
1987	17	0,185	0,0020	0,410	0,118	0,0020	0,145
1988	5	0,133	0,0030	0,342	0,094	0,0020	0,128
x̄			0,0036			0,0022	
		≦0,5	BGA-Richtwerte für alle Rindenprodukte				

Quelle: SCHOLL und TRENKLE, 1988

Tabelle 5.2.11

Gütemerkmale für Rindenmulch (RM)

Gütemerkmale	RM 1	RM 2	RM 3 Dekorrinde
1. Deklaration	dominierende Baumart		
	Typ und Körnung		
2. Physikalische Analyse			
2.1 Körnung in mm **)	10–40	10–80	20–80
2.2 Feinanteil <10 mm	<10 Vol. %	<10 Vol. %	<20 mm=<5 Vol. %
2.3 Holzanteil	höchstens wenig auffällig		
3. Chemische Analyse			
3.1 C/N-Verhältnis	>60		
3.2 Lindan	Richtwert ≤0,5 mg/l Frischsubstanz		
3.3 Artfremde Stoffe	keine		
4. Biologische Analyse Keimpflanzentest mit Salat	frei von flüchtigen pflanzenschädlichen Stoffen		

*) Bei Anwendung von Rindenmulch auf Pflanzflächen ist der Anwender auf ausreichende Stickstoffversorgung hinzuweisen.
**) Für besondere Verwendungszwecke außerhalb des pflanzenbaulichen Bereiches können auch andere Korngrößen geliefert werden.

Quelle: Rindenprodukte für den Gartenbau, 1988

Tabelle 5.2.12

Gütemerkmale für Rindenhumus (RH)

Gütemerkmale	RH fein	RH mittel	RH grob
1. Physikalische Eigenschaften			
1.1 Körnung in mm	0–10 mm	0–20 mm	0–40 mm
1.2 artfremde Zuschlagstoffe	keine		
1.3 Volumengewicht	wird analysiert		
2. Deklarationen	Typ und Körnung — Dominierende Baumart		
2.1 Verwendungszweck	Bodenhilfsstoff (siehe Anmerkung)		
3. Biologische Eigenschaften	nach Keimpflanzentest frei von Wuchshemmstoffen		
4. Chemische Eigenschaften			
4.1 organische Substanz	wird analysiert		
4.2 Gesamt-N (N_1)	1 % I.T.S./C:N<45		
4.3 N-Stabilisierung	gesichert		
4.4 pH-Wert ($CaCl_2$)	>5,5		
4.5 Salz in mg/Liter	1 500		
4.6 lösliche (pflanzenverfügbare) Nährelemente in mg/Liter			
4.6.1 N (Stickstoff)	30–400		
4.6.2 P_2O_5 (Phosphor)	<400		
4.6.3 K_2O (Kalium)	<800		
4.6.4 Mg (Magnesium)	<400		
4.6.5 Lindan	Richtwert ≤0,5 mg/l Frischsubstanz		

Anmerkung: Wird Rinden-Humus als Substratzuschlagsstoff deklariert, hat der Hersteller den Verwender über eine eventuell notwendige zusätzliche Eisendüngung zu beraten.

Quelle: Rindenprodukte für den Gartenbau, 1988

— Rindenkultursubstrat (RKS): Fertigsubstrat auf der Basis fermentierter Rinde unter Beimischung anderer substratfähiger Stoffe (z. B. Torf und Ton) mit oder ohne Nährstoffzusätze (Gartenbaubereich, Zierpflanzen- und Gehölzkulturen).

Eine 1981 gegründete Gütegemeinschaft „Rinde für den Gartenbau e.V." hat für die genannten Produktgruppen Qualitätskriterien in einer Gütezeichensatzung und in den Güte- und Prüfbestimmungen „Rinde für den Gartenbau" festgelegt (Tab. 5.2.11 bis 5.2.13).

Holz

1135. Unabhängig von der biologischen Verwertung von Schnittholz von Bäumen und Sträuchern fallen bei allen Nutzungen des Holzes Reststoffe an.

Restholz ist der Anteil, der in unterschiedlicher Art und Form bei der Verarbeitung des Holzes zwischen Einschlag im Wald und Fertigstellung des Endproduktes abfällt. Dazu gehören feinstückige Reststoffe wie Säge-, Hobel-, Bohr-, Fräs- und Schälspäne und

Tabelle 5.2.13

Gütemerkmale für Rindenkultursubstrat (RKS)

Gütemerkmale	RKS 0	RKS 1	RKS 2
1. Physikalische Eigenschaften			
1.1 Körnung in mm	0–20 mm	0–20 mm	0–20 mm
1.2 Rindenanteil bei 2 Komponenten	mindestens die Hälfte		
bei mehr als 2 Komponenten	mindestens ein Drittel, wobei Rinden-Humus unter den Einzelkomponenten den größten Anteil stellt		
1.3 unzulässige Zuschlagstoffe	Siedlungsabfälle, Klärschlämme und ähnlich belastete Stoffe		
1.4 Volumengewicht	wird analysiert		
1.5 maximale Wasserkapazität	>50 Vol. %		
2. Deklarationen	Typ und Körnung		
3. Biologische Eigenschaften	nach Keimpflanzentest frei von Wuchshemmstoffen		
4. Chemische Eigenschaften			
4.1 N-Stabilisierung	gesichert		
4.2 Mangan-Gehalt	wird analysiert		
4.3 Eisen-Gehalt	wird analysiert		
4.4 Bor-Gehalt	wird analysiert		
4.5 weitere Spurenelemente	werden analysiert		
4.6 pH-Wert ($CaCl_2$)	5,5–7, mit Ausnahme Moorbeetsubstrat		
4.7 Salz mg/Liter	<1 000	<2 000	<3 000
4.8 lösliche (pflanzenverfügbare) Nährelemente in mg/Liter			
4.8.1 N (Stickstoff)	30–100	150–250	350–450
4.8.2 P_2O_5 (Phosphor)	<400	200–400	300–400
4.8.3 K_2O (Kalium)	<600	200–600	400–600
4.8.4 Mg (Magnesium)	<300	100–300	100–300
4.8.5 Lindan	Richtwert ≤0,5 mg/l Frischsubstanz		

Quelle: Rindenprodukte für den Gartenbau, 1988

die grobstückigen Reststoffe wie Schwarten, Säumlinge sowie Kapp- und Endscheiben.

Alt- oder Recyclingholz sind Hölzer oder Holzgegenstände, die aus Industrie- und Gewerbeabfall gewonnen werden, die beim Abbruch von Gebäuden anfallen oder die als Produkte wie Kabeltrommeln, Paletten oder Obstkisten nach erfolgter Nutzung einer neuen Verwertung zugeführt werden sollen (MARUTZKY, 1987).

Die wesentlichen industriellen Nutzungen der Resthölzer finden sich in der Spanplattenindustrie und in der Papier- und Zellstoffindustrie; eine weitere Bedeutung hat die energetische Nutzung (RÜHLE, 1988; SCHUCHARDT, 1988).

5.2.5.3 Bewertung

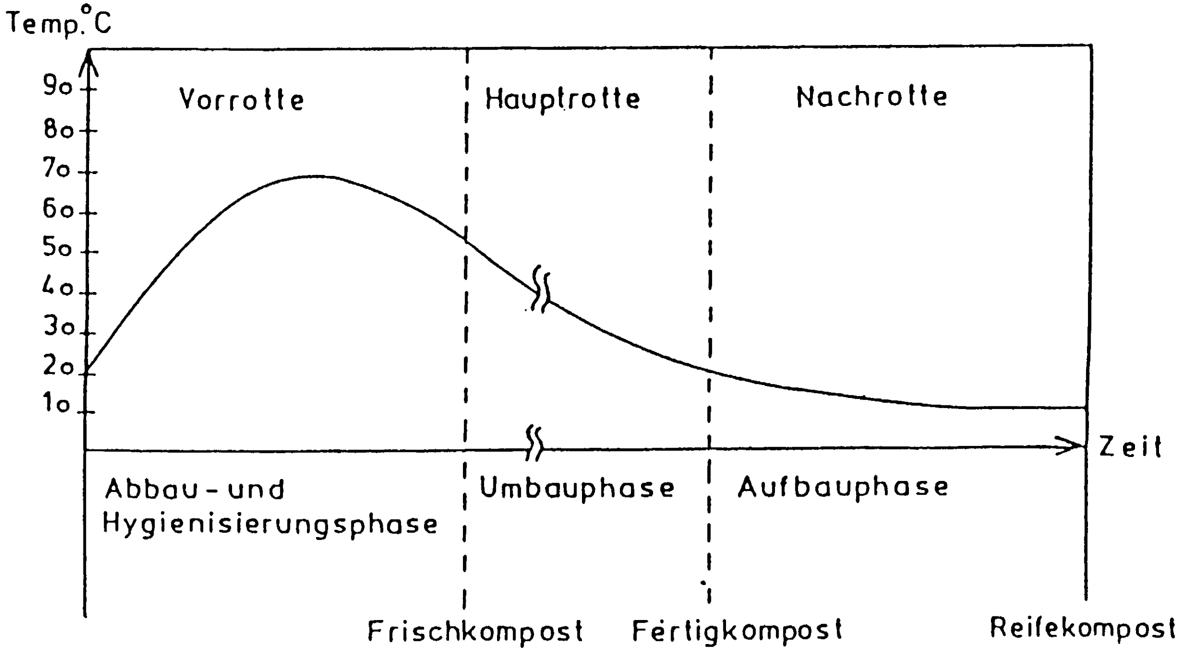
1136. Die in Abschnitt 5.2.5.2 genannten Reststoffe und Abfälle sind — bis auf das Restholz — innerhalb eines Jahres einer biologischen Abfallumwandlung zuführbar. Bei dieser Behandlung können organische Stoffe ab- und umgebaut und im Bedarfsfalle in Kreisläufe rückgeführt werden. Allerdings werden die dabei eingebrachten persistenten Schadstoffe nicht oder nur unzureichend eliminiert, zum Teil sogar in den Produkten angereichert. Daraus folgt, daß die im integrierten Entsorgungskonzept vorgesehene Verwertung im biologischen Sektor ihre Grenzen besitzt. Diese können nur durch stetige Verminderung des Schadstoffeintrages in die Ausgangssubstanzen und durch verstärkte verfahrenstechnische Anstrengungen zur Schadstoffentfrachtung überwunden werden. Zur Verringerung der Schadstoffe in den Komposten ist die getrennte Sammlung des Abfalls eine notwendige Voraussetzung. Es wird sich zeigen müssen, inwieweit die kontinuierlich steigenden Mengen an Kompostprodukten zukünftig vom Markt aufgenommen werden.

5.2.6 Kompostierung

1137. Die Kompostierung zur Verwertung organischer Abfälle ist ein kontrollierter biologischer Oxidationsprozeß, getragen durch die mechanische Zerkleinerung von Destruenten und die Stoffwechselaktivität aerober Mikroorganismen (Bakterien, Pilze). Die heterogene Ausgangsstruktur der organischen Materialien wird durch Teilmineralisierung und Humifizierung in ein relativ stabiles Endprodukt umgewandelt, das durch niedrige Stoffwechselaktivität, geringe Wärmeentwicklung und Humusbildung charakterisierbar ist. Die Destruententätigkeit und speziell die biologische Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen wird durch Umweltfaktoren, wie Sauerstoffverfügbarkeit, Feuchtigkeit und Temperatur, gesteuert. Mesophile (25 bis 45 °C) und thermophile (45 bis 75 °C) Phasen des Rotteprozesses sind durch Temperaturanstiege gekennzeichnet, die dem Ab- und Umbau des Substrates (Lipide, Proteine, Zellulose, Lignine) entsprechen (Abb. 5.2.4). Die Selbsterhitzungsfähigkeit der organischen Substanz und die Temperaturverläufe können zur Charakterisierung unterschiedlicher Rottestadien herangezogen werden.

Abbildung 5.2.4

Charakteristischer Temperaturverlauf der Rotte



Quelle: WIEMER et al., 1986

5.2.7 Anaerobe Verfahren (Vergärung)

1138. Die anaerobe Behandlung fester Abfälle (vgl. wäßrige Abfälle, Tz. 1109) ist eine Verfahrenstechnik, die mit der bereits genannten Zielsetzung einer Volumenreduzierung, Stabilisierung, Deponieentlastung und Kompostgewinnung betrieben wird. Daneben zeichnet sich diese Verfahrenstechnik gegenüber der Kompostierung durch den geringeren Platzbedarf, einer geringeren Geruchsbelästigung sowie eines Energiegewinns, zumindest aber einer Energieeinsparung, aus.

Die auf dem Markt befindlichen Systeme zur anaeroben Biomüllbehandlung unterscheiden sich hinsichtlich der Verfahrenstechnik erheblich. An dieser Stelle soll nur auf wesentliche Unterschiede der Verfahren kurz eingegangen werden. Grundsätzlich wird zwischen der Trocken- und Naßfermentation unterschieden. Werden die „trockenen" unverdünnten Abfälle vergoren (Wassergehalt zwischen 60 bis 70 %), so wird der Reaktor in der Regel im Batch-Verfahren betrieben. Werden die Abfallstoffe dagegen nach der Zerkleinerung verdünnt, so daß sie pumpfähig sind (Wassergehalt ca. 90 %), ist auch ein kontinuierlicher Anlagenbetrieb möglich.

1139. Da getrennt gesammelte nativ-organische Haushaltsabfälle einen relativ hohen Wassergehalt von bis zu 65 % haben, ist eine anaerobe Behandlung, die Trockenfermentation unter minimalem Wasserzusatz, möglich. Sie ersetzt eine Kompostierung oder macht nur eine kurze Nachkompostierung erforderlich, bevor das Endprodukt als Kompost Verwendung findet (JÄGER, 1989).

Verfahren der Trockenfermentation

1140. Beim DRANCO-Verfahren (DRoge ANaerobe COmpostering) aus Belgien, auch als SSF (Solid State Fermentation) bezeichnet (SIX und DE BAERE, 1988 a und b; VAN MEENEN et al., 1988), kann sowohl die organische Fraktion des Hausmülls als auch getrennt gesammelter organischer Abfall anaerob behandelt werden. Wird Hausmüll eingesetzt, so wird dieser zerkleinert, homogenisiert und gesiebt, bevor die so gewonnene organische Fraktion dem zweistufigen Anaerobprozeß, zwei Batch-Reaktoren, zugeführt wird. Der biologisch behandelte Abfall wird dann mittels einer Presse maschinell entwässert, zerkleinert und anschließend getrocknet. Die Qualität des gewonnenen Endproduktes (HUMOTEX) ist deutlich von dem eingesetzten Ausgangsprodukt abhängig, wie Tabelle 5.2.14 zeigt. Es wird deutlich, daß, im Hinblick auf den Einsatz des Endproduktes als Kompost, als Ausgangsmaterial nur getrennt gesammelte organische Abfälle in Betracht kommen.

1141. Beim VALORGA-Verfahren handelt es sich um eine Verfahrenstechnik, die bereits großtechnisch realisiert ist. Bei der Anlage in La Buisse (Frankreich) beträgt das Fermentervolumen 500 m^3 (SPENDLIN und STEGMANN, 1988). Eine zweite Anlage sollte im Juni 1988 in Amiens (Frankreich) mit einem Behältervolumen von 2400 m^3 in Betrieb gehen (BEGOUEN et al., 1988).

Nach der Aufbereitung (Zerkleinerung und Sortierung) des Hausmülls wird dieser durch Wasserzugabe auf einen Trockensubstanz-Gehalt von 35 % eingestellt. Nach der anaeroben Behandlung in einem mit Biogas durchmischten Methanreaktor wird das Substrat in einer Presse auf ca. 60 % Trockensubstanz entwässert, danach gebrochen, gesiebt und sortiert, bevor es als Kompost Verwendung findet.

1142. Das BIOCEL-Verfahren wurde an der landwirtschaftlichen Universität in Wageningen (Niederlande) entwickelt (KOSTER et al., 1988). Die Behandlung von Gemüse, Früchten und Gartenabfällen in einem 5 m^3 Batch-Reaktor bei einem Trockensubstanz-Gehalt von 30 % und einer Temperatur von 35 °C dauert 3 Monate. Zukünftig soll eine Aufenthaltszeit von 7 Wochen angestrebt werden.

Verfahren der Naßfermentation

1143. Bei den Verfahren BIOMET (Schweden), BTA (Bundesrepublik Deutschland) und Pilotprojekt Rottweil (Bundesrepublik Deutschland) wird der Biomüll mit Wasser versetzt und aufgelöst (angemaischt), ähnlich wie beim Pulper in der Papierindustrie. Dabei findet einerseits eine Zerkleinerung, andererseits eine Trennung von spezifisch schwereren und leichteren Stoffen durch Sedimentation und Aufschwimmen statt. Der auf diese Weise homogenisierte Biomüll

Tabelle 5.2.14

Schwermetallkonzentrationen von HUMOTEX (in mg/kg Trockenmasse)

	gemischter Hausmüll nach Eisen-Elimination	separat gesammelter Biomüll	
		Amersfoort	De Bilt
Cadmium	2,1	2,2	1,8
Zink	1 020	155	138
Kupfer	101	48	20
Blei	522	63	67
Nickel	46	23	25

Quelle: SIX und DE BAERE, 1988 a und b, verändert

wird möglichst kontinuierlich in den Methanreaktor gefördert.

1144. Bei dem Pilotprojekt Rottweil wird der Reaktorüberlauf eingedickt und anschließend maschinell entwässert. Die hierbei anfallenden Trübwässer werden in einem internen Wasserkreislauf gefahren und als Anmaischwasser, welches dem Biomüll im Verhältnis 1 : 1 zugesetzt wird, wiederverwendet. Bedingt durch den Wassergehalt des Biomülls und den Einsatz von Reinigungswasser kann der Flüssigkeitskreislauf nicht vollständig geschlossen werden, so daß ca. 0,67 m^3 als Wasserüberschuß pro Tonne organischem Naßmüll entstehen, d. h. rund 700 l Abwasser je m^3 Naßmüll (RETTICH et al., 1986).

1145. Beim BTA-Verfahren wird das im Pulper zerkleinerte Material (10% Trockensubstanz) in einem Laugungsreaktor nach Zugabe von Lauge hydrolisiert. Anschließend wird in der Entwässerung der Flüssig- und Feststrom getrennt. Der Flüssigstrom wird direkt in den Methanfermenter gepumpt, während der Feststrom unter Zugabe von Wasser in den Hydrolysereaktor gepumpt wird. An den Hydrolysereaktor schließt sich eine erneute Entwässerung an. Der Flüssigstrom wird in den Methanfermenter gepumpt, während die Feststoffe deponiert bzw. in einer nachgeschalteten Rotte zu Kompost aufbereitet werden (SPENDLIN und STEGMANN, 1988).

1146. Das Verfahren der AN-Maschinenbau und Umweltschutzanlagen GmbH (Bundesrepublik Deutschland) arbeitet mit einer Kombination von Trocken- und Naßverfahren. Der Abfall wird mit Wasser ausgelaugt, welches anschließend anaerob gereinigt wird.

1147. STEGMANN entwickelte das System TUHH (Technische Universität Hamburg-Harburg) zur Fermentation organischen Naßmülls, bei dem der Biomüll trocken in den Fermenter gegeben wird und die anaerobe Fermentation durch die Sickerwasserkreislaufführung (Berieselung von oben und Sickerwassersammlung am Behälterboden) unterstützt wird.

1148. SPENDLIN und STEGMANN (1988) differenzieren nicht zwischen Trocken- und Naßfermentation, sondern zwischen ein- und zweistufigen Verfahren, wie es in der Anaerobtechnik üblich ist, wobei die 1. Stufe die Hydrolysestufe ist (Tab. 5.2.15). In dieser Tabelle sind die Literaturangaben bezüglich der Biogasproduktion ausgewertet und auf die Tonne angelieferten Materials umgerechnet. Unterschiede ergeben sich durch die verschiedenen Ausgangssubstrate, die vom Verfahren abhängigen Aufenthaltszeiten im Reaktor und die unterschiedlichen Betriebstemperaturen. Die gewonnene Energie kann zur Reaktorbeheizung sowie zur Trocknung des ausgefaulten Biomülls eingesetzt werden.

Tabelle 5.2.15

Zusammenstellung der technischen Daten der Verfahren zur anaeroben Fermentation

Name des Verfahrens	Substrat	Vorbehandlungen	Verfahren		Mischen	W (%)	T (°C)	Abwasseranfall	Gasproduktion (m^3/t)	Dauer (Tage)
			Stufe 1	Stufe 2						
DRANCO .	H.M.	zerklein. <5 cm Vorrotte?	Fermentation	Nachfermentation	nein	65—60	35/55	nein	140—200	16—21
VALORGA	H.M.	zerklein.	Fermentation	—	ja	65	37	?	100—140	14
Rottweil . .	B.M.	sortieren, zerklein., anmaische	Fermentation	—	ja	87	35	0,64 m^3/t	112*	12—15
AN-Bremen . . .	B.M.	zerklein., trennen	Hydrolyse	Flüssigph. Ferment.	—	?	34	?	90—150	5—10
BTA-München .	N.M.	Pulper Laugung	Hydrolyse	Flüssigph. Ferment.	—	90	1. St. 35 2. St. 35	0,3 m^3/t	144*	2—4

H.M. = Hausmüll
N.M. = Naßmüll (Reststofftonne)
B.M. = Biomüll
W = Wassergehalt bezogen auf das Feuchtgewicht
oTS = Organische Trockensubstanz
* Berechnete Werte mit: W: 65%
oTS: 65%

Quelle: SPENDLIN und STEGMANN, 1988

1149. Aufgrund des hohen Feststoffgehaltes der zu behandelnden Stoffe gibt es technische Probleme, die eine anaerobe Aufbereitung erschweren, hervorgerufen durch Ablagerungen, Ausfällungen, Verstopfungen sowie die Bildung von Schaum- und Schwimmschichten. Aber auch Aufsalzungen durch hohen Salzgehalt des Biomülls führen zu Problemen (Hemmreaktionen) beim Reaktorbetrieb (VAN MEENEN et al., 1988). Der Abwasserproblematik ist bei den bisherigen Versuchen keine Beachtung geschenkt worden; Analysenergebnisse der anfallenden Abwässer sind daher noch nicht veröffentlicht. Nach Auskunft der Betreiber einiger halbtechnischer Versuchsanlagen werden hinsichtlich der Schwermetallgehalte die Werte der Indirekteinleiterverordnung eingehalten, so daß eine Behandlung in einer kommunalen Kläranlage möglich ist.

1150. Insgesamt kann die Verfahrenstechnik der anaeroben Behandlung fester Abfälle (vgl. wäßrige Abfälle, Tz. 1109) als positiv bewertet werden. Betrachtet man die Palette der entwickelten und in der Regel erst halbtechnisch realisierten Verfahren, so wird deutlich, daß der technische Aufwand erheblich ist, und es muß die Frage der Wirtschaftlichkeit gestellt werden. Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen wurden zwar durchgeführt; da diese aber bislang nur auf den Ergebnissen halbtechnischer Versuchsanlagen beruhen, ist diesen noch nicht viel Aussagekraft beizumessen. Zusammengefaßt läßt sich feststellen, daß auf diesem Gebiet noch einige Entwicklungsarbeit zu leisten ist, insbesondere im Hinblick auf eine großtechnische Verwirklichung der Verfahren (JÄGER, 1989).

5.2.8 Qualitätskriterien für Komposte

1151. Für biologisch verwertbaren Abfall gelten die in Abschnitt 5.2.4 beschriebenen Anforderungen an die Beschaffenheit der Ausgangssubstanzen. Güterichtlinien für Komposte sollen die Beurteilung der Endprodukte verschiedenen organischen Ursprungs ermöglichen und definierte, nachprüfbare Qualitätsanforderungen enthalten. Im Hinblick auf den Einsatz des Kompostes als Bodenverbesserungsmittel zur Bodenbelebung, -lockerung, -abdeckung oder als (Humus-)Dünger sind unterschiedliche Anforderungen zu erfüllen; diese machen eine Normierung außerordentlich schwierig. Sie muß aber dennoch, wie für andere Bodenanwendungsmittel, erreicht werden. Kompost wird im Düngemittelgesetz der Gruppe der Natur- und Hilfsstoffe zugerechnet und als Wirtschaftsdünger bezeichnet (§ 1 Abs. 1 Satz 2 DüngemittelG).

1152. Im wesentlichen gelten für die Anwendung von Komposten die folgenden Anforderungen und Kriterien:

— hygienische Unbedenklichkeit

— Eignung im vorgesehenen Anwendungsbereich

— wertgebende Eigenschaften

— weitestgehendes Freisein von Verunreinigungen

— (festzulegender) niedriger Gehalt an Schadstoffen

— gleichbleibende Qualität.

Die prozeßbegleitende Qualitätssicherung kann in einem Fließschema dargestellt werden (Abb. 5.2.5).

5.2.8.1 Merkblatt 10 „Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost aus Müll und Müllklärschlamm" der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)

1153. Im Auftrag von Bund und Ländern ist das vorläufige Merkblatt 10 „Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost aus Müll und Müllklärschlamm" (vom 10. März 1977) erarbeitet worden. Die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) hat am 25./26. Februar 1982 die Arbeitsgruppe „Kompost-Qualitätskriterien" beauftragt, das vorläufige Merkblatt 10 an die Grundsätze der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 25. Juni 1982 anzupassen; die Neufassung ist 1984 erschienen.

Unter Berücksichtigung der Tatsache, daß im Sinne des Merkblattes Kompost ein Produkt ist, das aus mechanisch aufbereitetem Hausmüll bzw. aus hausmüllähnlichen Abfällen, gegebenenfalls unter Zusatz von Klärschlamm, als Kompostausgangsstoff hergestellt wird, sollen die dort genannten Qualitätskriterien eine Kennzeichnung, Klassifizierung, Bewertung sowie einen Vergleich dieser Komposte anwendungsbezogen ermöglichen. Es enthält Hinweise zu Ausgangsstoffen, zur Einteilung und zu den Anwendungsbereichen der Komposte, zu Eigenschaften und Anforderungen der Komposte, zu Qualitätskriterien, zur Aufbringung von Kompost auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden, zu Kompostuntersuchungen, zu Empfehlungen für den Pflanzenbau und zu Empfehlungen für Sonderanwendungen.

Während grundsätzliche Aussagen des Merkblattes weiterhin Bestand haben werden („Komposte sind in erster Linie Bodenverbesserungsmittel. Ihr Wert liegt insbesondere im Gehalt an organischer Substanz. Die mit der Anwendung von Kompost verbundene Düngewirkung ist als zusätzlicher positiver Effekt zu werten."), sind andere Teile durch den fortgeschrittenen Stand der Wissenschaft (DE BERTOLDI et al., 1987) als überholt und revisionsbedürftig anzusehen. Dies betrifft zum Beispiel die Außerachtlassung der organischen Schadstoffe, die während der Rotte an regen biogenen Vorgängen beteiligt sind und deren Resorption in Pflanzen sowie deren bakterielle Umwandlung nicht eindeutig geklärt sind. Ferner ist der Schwermetallnachweis mit dem Königswasseraufschluß (und die daraus resultierenden, immer wieder zitierten, Mittelwerte von Kompostanalysen) mit methodischen Fehlern behaftet (KÜMMLEE, 1986; LORBER, 1985).

5.2.8.2 „EG-Anforderungen"

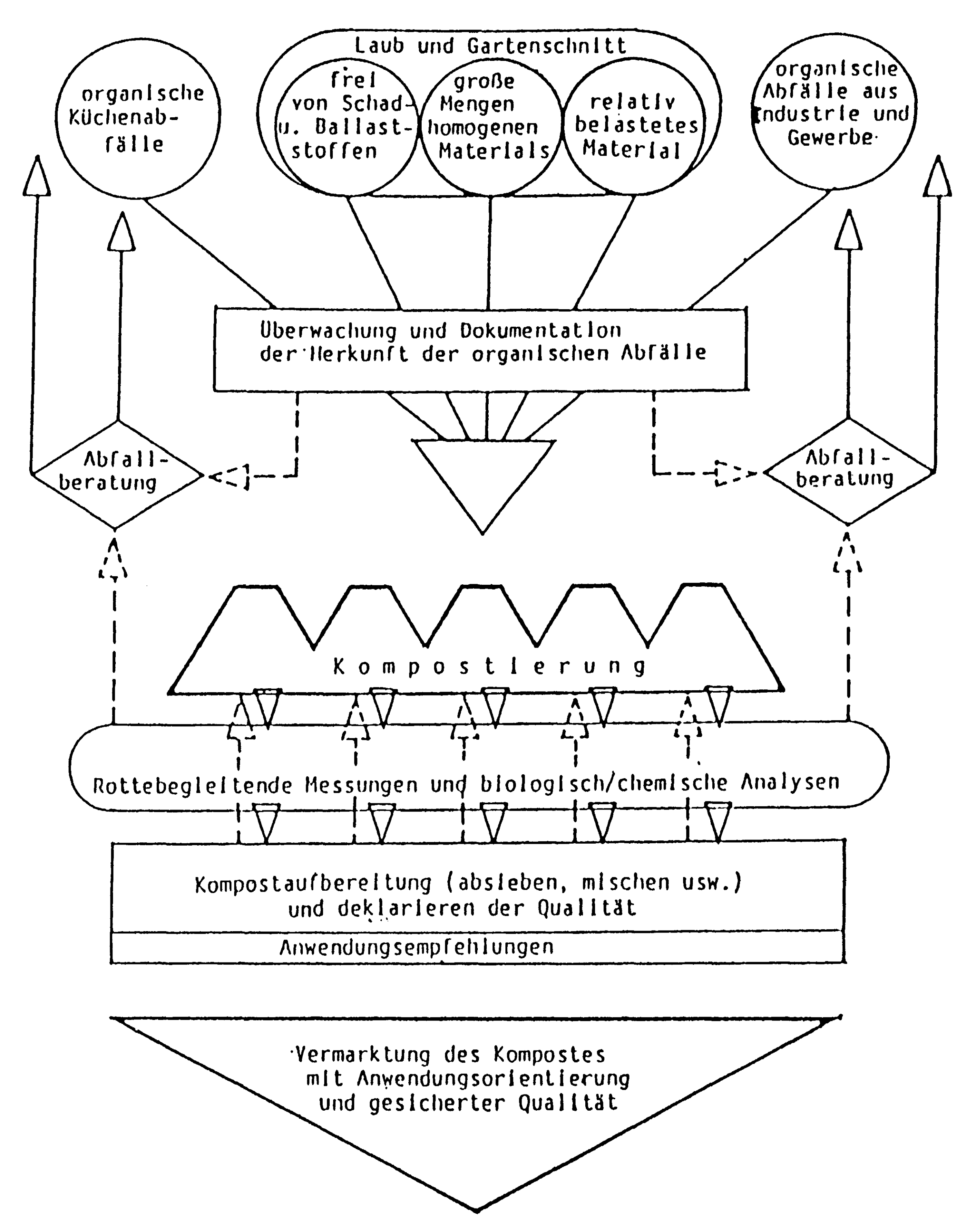
1154. Für das Produkt des Kompostierungsprozesses lassen sich nach ZUCCONI und DE BERTOLDI (1987) Anforderungsprofile erstellen:

— physikalisch-chemische Parameter (Tab. 5.2.16).

— Mindest-Nährstoffgehalt (Tab. 5.2.17).

Abbildung 5.2.5

Schematische Darstellung einer Qualitätssicherung für Kompost (aufgestellt für das Projekt „Bremer Kompost")



Quelle: Bodenökologische Arbeitsgemeinschaft Bremen, 1988

Tabelle 5.2.16

Anforderungen an Komposte — physikalische-chemische Parameter

Komposttyp	Siebgröße mm	Obergrenze Inertstoffe (% TG)				Maxim. Feuchtigkeit	Minim. org. Substanz	
		Glas		Plastik				
		A	B	A	B	A—B	A	B
Sehr fein	8	1	0,1	0,4	0,2	30	20	30
Fein	16	2	1	0,8	0,4	35	25	35
Mittel	24	4	2	1,6	0,8	40	30	40
Grob	40	6	3	3,5	1,6	50	35	45

A bezieht sich auf den heutigen Stand, B sind anzustrebende Werte

Quelle: ZUCCONI und DE BERTOLDI, 1987

Tabelle 5.2.17

Anforderungen an Komposte — Mindest-Nährstoffgehalt

Stoffe	Gehalt (% TG)
N	0,6
P_2O_5	0,5
K_2O	0,3
CaO	2,0
$CaCO_3$	3,0
MgO	0,3

Quelle: ZUCCONI und DE BERTOLDI, 1987

— C/N-Verhältnis

Anfangs- und Endwerte müssen angegeben werden; bei einem Ausgangswert von 35 bis 40 muß ein Endwert ≤ 22 erreicht werden.

— pH-Wert

Pflanzenverträglich ist ein Wert zwischen pH 5,5 und pH 8,0.

— Salzgehalt

Dieser sollte 2 g/l (ausgedrückt als NaCl) nicht überschreiten; die Na- und Cl-Ionenkonzentrationen sollten deklariert sein.

— Schwermetalle (Abschn. 5.2.8.6.1).

— Hygienische Unbedenklichkeit

Um hygienisch unbedenklichen Kompost in den Handel zu bringen, muß durch spezifische Untersuchungen sichergestellt sein, daß pathogene Keime und Wurmeier durch den Kompostierprozeß unschädlich gemacht wurden.

5.2.8.3 Umweltzeichen

1155. Weitere Güterichtlinien für Komposte und Kompostprodukte (aus getrennt gesammelten organischen Abfällen sowie für Rindenhumus, Rindenkompost und Rindenkultursubstrate) werden in den Grundlagen für die Vergabe des Umweltzeichens (RAL-UZ 45) von 1989 definiert.

Anforderungen

1156. Mit dem Umweltzeichen können Produkte gekennzeichnet werden, wenn sie folgenden Anforderungen entsprechen:

— Bei den Produkten muß es sich um gebrauchsfertigen, seuchenhygienisch unbedenklichen (gegebenenfalls weiterbehandelten) Kompost handeln.

— Als Ausgangsmaterialien sind organische Abfälle aus getrennten Sammlungen, das sind u. a. Rückstände aus der Nahrungsindustrie, Festmist und Gülle, Schlachthofabfälle, Stroh und Hanf, Grünabfälle, Papier usw., zugelassen.

— Als Zuschlagstoffe sowohl zum Ausgangsmaterial als auch zum Fertigkompost sind bodenverbessernde mineralische Stoffe, wie z. B. Ton, Sand, Kalk, Gesteinsmehl, zugelassen. Zur Verbesserung des C/N-Verhältnisses ist der Zusatz von Klärschlamm erlaubt. Der Klärschlamm muß der Klärschlammverordnung entsprechen.

— Hinsichtlich der Qualitätskriterien, z. B. des Nährstoffgehaltes, werden folgende Anforderungen zugrundegelegt:

  — organischer Gehalt in der Trockensubstanz nach Lichterfeld: >40%

  — C/N-Verhältnis: <30

  — pH-Wert ($CaCl_2$): >5,5

  — Pflanzenverträglichkeit in der empfohlenen Anwendung

  — Gesamt-Stickstoffgehalt: >1 % in Trockensubstanz.

Der Antragsteller ist verpflichtet, auf der Verpackung zu deklarieren:

— pH-Wert ($CaCl_2$)

— empfohlener Anwendungsbereich einschließlich empfohlener Aufbringmenge
— Inhalte in der Frischsubstanz (Handelsware) — jeweils in Gew.-% bezogen auf das Nettogewicht der Handelsware — an
  — organisch gebundenem Kohlenstoff
  — Wasser
  — N (Stickstoff)
  — P_2O_5 (Phosphor)
  — K_2O (Kalium).

— Bei den Produkten sind Überwachungen des Schwermetallgehalts und des Lindangehaltes erforderlich.

Die folgenden Grenzwerte dürfen im Produkt nicht überschritten werden:

Cadmium: 2 mg/kg TS Kompost
Blei: 150 mg/kg TS Kompost
Kupfer: 150 mg/kg TS Kompost
Zink: 500 mg/kg TS Kompost
Chrom: 150 mg/kg TS Kompost
Nickel: 50 mg/kg TS Kompost
Quecksilber: 1 mg/kg TS Kompost.

Die Ausgangsmaterialien für Produkte dürfen nicht mit Lindan behandelt sein.

Die aufgrund möglicher Vorbelastungen meßbaren Spuren an Lindan (γ-HCH) dürfen einen Gehalt von 0,1 mg/kg Trockensubstanz nicht übersteigen.

5.2.8.4 Qualitätskriterien und Güterichtlinien für Komposte aus organischen Abfällen: Vorschlag des Forschungsprojektes „Grüne Biotonne Witzenhausen"

1157. Ausgehend vom Merkblatt 10 der LAGA und Erfahrungen im Projekt „Witzenhausen" wurde von der projektbetreuenden Gesamthochschule Kassel ein umfangreicher Anforderungskatalog für Komposte erstellt (Tab. 5.2.18). Für die Untersuchungen sol-

Tabelle 5.2.18

Anforderungskatalog für Komposte — Projekt Witzenhausen

Kriterien	Anforderungen/Richtlinien	Prüfmethode
1. Hygiene	seuchenhygienische Unbedenklichkeit praktisch frei von keimfähigen Unkrautsamen frei von unerwünschten Gerüchen	Rottetemperaturen Keimtest Bonitur
2. Verunreinigungen	optisch frei oder weitgehend frei von Fremdstoffen Fremdstoffgehalt <0,5 Gew. %	Fremdstoffbestimmung Ballaststoffanalyse
3. Eignung	frei von Wuchshemmstoffen pflanzenverträglich im vorgesehenen Anwendungsbereich nicht stickstoffixierend	Keimpflanzentest Keimpflanzentest Keimpflanzentest oder Inkubationsversuch
4. Wassergehalt	lose Ware <45% und streufähig Sackware <35% und streufähig Angabe der Trockenmasse	Trocknung bei 105° C
5. Salzgehalt	bei Anwendungsempfehlungen zu berücksichtigen	elektrische Leitfähigkeit
6. pH-Wert	Angabe des pH-Wertes Soll-Bereich 6,0—8,0	$CaCl_2$
7. organische Substanz	Angabe des Gehaltes an organischer Substanz Mindestgehalt 25% i. TM	Glühverlust
8. Pflanzennährstoffe	Angabe von garantierten Nährstoffgehalten (i. d. Frischmasse)	Gesamtgehalte
9. Schadstoffe	Grenzwerte für Schwermetalle (ppm): Pb 200, Cr 150, Cu 150, Cd 2,0, Hg 1,0, Ni 50, Zn 400	Gesamtgehalte
10. Deklaration	Bezeichnung, Art und Zusammensetzung, Nettogewicht oder Volumen Anschrift, sachgerechte Anwendung	Kennzeichnung nach § 4 Abs. 1 DüngemV
Angaben	Eignung, pH-Wert, organische Substanz, Trockensubstanz, Gehalt an Pflanzennährstoffen	

Quelle: KEHRES und VOGTMANN, 1988, verändert

len einheitliche und standardisierte Methoden verwendet werden. Einige Methoden sind speziell für die Untersuchung von Komposten entwickelt worden (KEHRES und VOGTMANN, 1988).

5.2.8.5 Geruchsemissionen

1158. Biologische Umwandlungsprozesse sind im allgemeinen mit Geruchsemissionen verbunden. Alle Arbeitsgänge mit biologisch aktivem Material setzen flüchtige organische Substanzen frei. Art, Intensität und Ausbreitung der darauf rückführbaren Gerüche sind außerordentlich verschiedene, auf subjektiver Empfindung beruhende Parameter, die meßtechnisch nur schwer erfaßt werden können.

In Abhängigkeit der eingesetzten Rohmaterialien kann zum Beispiel beim Rotteprozeß die Zusammensetzung des jeweiligen Geruchs Auskunft über den Rottezustand geben, wobei jede Phase vom Roh- zum Fertigkompost veränderte biochemische Bedingungen aufweist (Abb. 5.2.6). Durch geeignete verfahrenstechnische und hygienische Maßnahmen (EITNER, 1987) können Kompostieranlagen und anaerobe Anlagen jedoch „geruchsarm" betrieben werden.

Behandlung geruchsintensiver Stoffe nach TA Luft

1159. Die TA Luft behandelt im Abschnitt 3.3.8.5.1 (Kompostwerke) geruchsintensive Stoffe:

Geruchsintensive Stoffe

a) Die Aufgabebunker sind geschlossen mit einer Fahrzeugschleuse zu errichten; bei geöffneter Halle und beim Entladen der Müllfahrzeuge ist die Bunkerabluft abzusaugen und einem Biofilter oder einer gleichwertigen Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen;

b) die bei der Belüftung der Mieten auskondensierten Brüden und die anfallenden Sickerwässer dürfen bei offener Kompostierung nicht zum Befeuchten des Kompostes verwendet werden, sondern sind einer Kläranlage zuzuführen;

c) die Abgase aus Reaktoren und belüfteten Mieten sind einem Biofilter oder einer gleichwertigen Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen.

Die Bemessung der Biofilteranlage ist nach VDI-Richtlinie 3477 auszuführen. Im technischen Kommentar zur TA Luft (DAVIDS und LANGE, 1986) wird hierzu ausgeführt:

Bei der offenen Kompostierung ohne gesteuerte Belüftung kann die Geruchsentwicklung durch folgende betriebliche Maßnahmen minimiert werden:

- Vermeidung von anaeroben Verhältnissen, vor allen Dingen am Mietenfuß
- Umsetzungen nur, wenn aufgrund der meteorologischen Bedingungen (Wind und Windrichtung) Geruchsbelästigungen in der Nachbarschaft vermieden werden
- unverzügliche Ableitung (Abtransport) des anfallenden Abwassers, bevor eine Geruchsbelästigung einsetzt
- gute Vermischung von Klärschlamm und Abfall (Vermeidung von Knollenbildung).

Abbildung 5.2.6

Geruchsstoffe bei der Kompostierung

GERUCHSSTOFFE BEI DER KOMPOSTIERUNG

Geruchsstoffe der Ausgangsprodukte

biogene Geruchsstoffe

abiogene Geruchsstoffe

abfallart-spezifische Substanzen aus Müll und Klärschlamm

vermeidbare Faul- und Gärungs-stoffwechsel-produkte

verfahrens- und rottespezifische Stoffwechsel-produkte

vermeidbare anaerob-aerob Übergangs-produkte

Pyrolyse-, Maillard- und Autoxidations-produkte

Quelle: JAGER und SCHILDKNECHT, 1980

Reicht dies nicht aus, kommen folgende weitergehende Maßnahmen in Betracht:

- Belüftung der Mieten mit Abgasabsaugung und -reinigung
- Einhausung der Mieten mit Abgasabsaugung und -reinigung.

1160. Die Reinigung geruchsintensiver Abgase kann durch Biofilter oder Biowäscher erfolgen. Die Abgaswäsche unter Zusatz von Chemikalien ist zwar prinzipiell auch möglich, sollte aber wegen des höheren verfahrenstechnischen Aufwandes und der Abwasserbelastung möglichst nicht eingesetzt werden. Weitgehend durchgesetzt hat sich das Biofilter mit anlageneigenem Kompost.

1161. Bei Neuerrichtung von Kompostanlagen sind die örtlichen klimatischen Bedingungen zu berücksichtigen; ferner ist zu bedenken, daß die Wohnbebauung nach Errichtung nicht näher als 300 m an die Kompostanlage heranrückt.

5.2.8.6 Schadstoffe

1162. Neben den organischen Schadstoffen (Abschn. 5.2.8.6.2), für die keine Kompostgrenzwerte existieren, sind hohe Gehalte an anorganischen Salzen und insbesondere an Schwermetallen problematisch für die Komposte.

5.2.8.6.1 Schwermetalle

1163. Schwermetallwerte verschiedener Komposte werden seit einigen Jahren regelmäßig veröffentlicht (Tab. 5.2.19). Es muß jedoch betont werden, daß die Meßwerte häufig wegen fehlender Angaben zum Analyse- und Aufschlußverfahren nicht vergleichbar sind. Hier ist zunächst die besondere Problematik repräsentativer Probenahmen von Abfall und Kompost zu berücksichtigen. LORBER (1985) nennt das folgende Beispiel: Aus einer Gesamtprobe von bis zu 100 Tonnen Abfall muß durch fortlaufendes Homogenisieren, Teilen und Zerkleinern eine Analyseprobe von 1 bis 0,1 g Substanz gewonnen werden, das heißt, die Masse der Analysenprobe entspricht nur mehr dem 10^{-8}- bis 10^{-9}ten Teil der Ausgangsprobe. Da in einer solchen Analysenprobe die zu untersuchenden Komponenten, die vielfach nur in ppm-Massenanteilen vorliegen, repräsentativ enthalten sein sollen, ergibt sich schon hier eine große Schwierigkeit. Auch weitere Aufarbeitungsschritte sind nicht standardisierbar, so daß anzuwendende Methoden immer der

Tabelle 5.2.19

Schwermetallgehalte von Komposten und Grenz- bzw. Richtwertempfehlungen (mg/kg TS)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Pb	513	100	150	200	150	100	200	150	489	576	264	82/66	322	50	133	189	86	52,3	38	58	126
Cd	5,5	3	2	5	3	3	2	3	2,8	4,6	3	0,6/0,6	2,8	0,5	0,6	0,7	0,5	0,57	0,5	0,37	1,2
Cr	714	100	150	200	150	100	150	150	32	89	61	78/32	107	30	86	74	28	15,3	18	60	32
Cu	274	100	150	200	150	100	150	150	178	203	126	59/61	190	30	59	51	40	20,3	21	25	60
Ni	44,9	50	50	50	25	50	50	50	30	41	27	15/10	84	20	nb	36	17	7,3	18	16	16
Hg	2,4	2	1	4	3	2	1	3	1,3	5,1	2,4	0,7/0,7	0,2	?	nb	?	0,17	0,22	?	?	?
Zn	1 570	300	500	500	375	300	400	500	1 070	1 016	690	191/172	779	200	313	367	255	83,7	190	148	331

1) Mittelwerte von Kompostanalysen 1976—1981 (11 Hausmüll-Kompostwerke, 207 Einzelproben) nach Merkblatt 10 der LAGA (1984)
2) Richtwerte der LAGA, keinen Kompost aufzubringen, wenn einer dieser Werte in Bodenanalysen überschritten wird
3) Kompostgrenzwerte der Jury Umweltzeichen (RAL-UZ 45) (1987)
4) Kompostgrenzwerte aus dem Planfeststellungsbeschluß für das Kompostwerk des Rems-Murr-Kreises (JÄGER, 1987)
5) dto. für das Kompostwerk Dußlingen (Kreis Tübingen) (JÄGER, 1987)
6) dto. für das Kompostwerk Aurich-Großefehn (Komposte für den anonymen Markt (JÄGER, 1987)
7) Vorläufige Kompostgrenzwerte im Projekt „Grüne-Bio-Tonne Witzenhausen" (KEHRES und VOGTMANN, 1988)
8) Kompostgrenzwerte nach der Schweizer Verordnung über umweltgefährdende Stoffe vom 9. 6. 1986
9) Kompostanalyse von Kompost aus dem Werk Tornesch-Ahrenlohe (Kreis Pinneberg) (TIENKEN und DREVES, 1987)
10) Mittelwerte von Kompostanalysen (Stand 1984, 3 Proben) des Werkes Singen (Kreis Konstanz) (JÄGER, 1984 b)
11) dto. für das 1. Halbjahr 1985 (JÄGER, 1987)
12) Biomüll-Kompostanalyse des Werkes Singen (links: Kompost 8 mm, rechts: Kompost 22 mm) (JÄGER, 1987)
13) Kompostanalyse Naßmülltonne Baienfurt (Mehrkomponenten-Werkstofftonne und Restmüllkompostierung, Jahresmittelwert aus 6 Analysen: Mai, Juni, August, Oktober, Dezember, Januar) (KEHRES und VOGTMANN, 1988)
14) Biomüll-Kompostanalyse Baienfurt (1984?) (FUNKE, 1986)
15) Biomüll-Kompostanalyse (Modell „Biotonne" Bad Dürkheim 1986, 3 Proben) (JÄGER, 1987)
16) Biomüll-Kompostanalyse im Projekt „Grüne Bio-Tonne Witzenhausen" 1985 (FUNKE, 1986)
17) dto. Jahresmittelwerte (KEHRES und VOGTMANN, 1988)
18) Kompostanalyse (Gartenabfälle) von Kompost aus dem Werk Medbach (Landkreis Erlangen-Höchstadt) (1985—1986, 3 Proben) (WUSTMANN et al., 1987)
19) Biomüll-Kompostanalyse im Projekt „Blaue Tonne Schorndorf" (1984) (FUNKE, 1986)
20) Biomüll-Kompostanalyse Stadt Mainz (1986) (FUNKE, 1986)
21) Biomüll-Kompostanalyse Stadt Heidelberg (1986) (FUNKE, 1986)

Quelle: SRU

Tabelle 5.2.20

Schwermetallgehalte von Kompost, Boden, Boden-Kompost-Gemisch nach verschiedenen Aufschlußverfahren

Mikro-Elementgehalte im kalten 1n HCl-Extrakt (in mg/kg lufttrocken)

Labor-Nr.	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni
Kompost						
B 1136218 A	96,628	1,399	24,463	205,651	16,410	11,335
B 1136318 A	163,029	1,633	40,109	258,844	19,487	14,770
B 1136418 A	99,772	—	203,480	288,717	27,179	22,814
B 1136518 A	178,954	2,566	27,253	186,190	18,462	11,338
B 1136618 A	357,085	1,399	27,253	213,892	18,462	18,205
B 1136718 A	87,208	—	27,253	187,574	21,026	26,292
B 1136818 A	5 069,950	2,099	56,940	267,350	26,667	20,506
Gemisch						
B 1136918 A	163,029	1,633	16,107	73,982	10,256	9,059
B 1137018 A	191,726	0,466	16,106	72,196	10,769	14,764
B 1137118 A	21,676	—	9,989	65,843	9,744	17,057
B 1137218 A	15,475	—	11,101	69,083	8,205	25,130
B 1137318 A	27,884	—	9,434	63,499	9,231	13,622
B 1137418 A	15,475	—	12,769	63,791	11,283	12,477
B 1137518 A	90,344	—	7,767	59,419	12,821	19,355
Boden						
B 1137618 A	—	—	4,436	16,689	10,256	11,338
B 1137718 A	—	—	2,772	19,586	7,692	12,477
B 1137818 A	3,092	—	4,437	26,653	10,769	12,477
B 1137918 A	—	—	3,882	21,521	6,667	9,056
B 1138018 A	6,187	—	2,772	21,106	6,667	14,764
B 1138118 A	—	—	1,108	19,724	7,692	10,202
B 1138218 A	—	—	1,108	16,827	7,179	14,764

Mikro-Elementgehalte im heißen 1n HCl-Extrakt (in mg/kg lufttrocken)

Labor-Nr.	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni
Kompost						
B 1136212 A	90,000	2,703	17,124	187,252	14,128	15,204
B 1136312 A	104,000	2,703	26 756	205,237	14,734	17,879
B 1136412 A	126,000	3,108	177,124	301,423	20,270	23,256
B 1136512 A	118,000	2,162	23,545	188,958	15,050	21,235
B 1136612 A	170,000	2,568	21,405	202,660	12,899	16,543
B 1136712 A	126,000	3,108	20,870	259,942	17,506	21,236
B 1136812 A	3 496,841	2,162	35,853	274,003	25,194	15,204
Gemisch						
B 1136912 A	176 000	1,351	143,411	125,830	21,806	25,281
B 1137012 A	20,000	1,622	24,080	82,425	17,199	18,550
B 1137112 A	162,000	1,486	19,799	71,950	16,892	11,875
B 1137212 A	8,000	1,757	25,151	84,043	17,199	26,634
B 1137312 A	160,000	1,216	25,686	86,473	18,120	29,349
B 1137412 A	34,000	1,081	27,826	75,166	19,656	30,028
B 1137512 A	58,000	1,216	35,318	72,754	16,892	24,608
Boden						
B 1137612 A	—	0,811	15,518	25,976	18,428	21,579
B 1137712 A	2,000	1,351	13,913	25,198	16,892	25,281
B 1137812 A	8,000	1,216	17,659	37,410	20,885	24,608
B 1137912 A	8,000	0,676	16,589	35,426	14,742	21,235
B 1138012 A	6,000	0,676	13,378	28,766	13,514	12,531
B 1138112 A	6,000	0,676	17,659	32,565	18,120	23,930
B 1138212 A	2,000	0,405	14,983	27,978	18,428	24,608

Mikro-Elementgehalte im Königswasserextrakt (in mg/kg lufttrocken)

Labor-Nr.	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni
Kompost						
B 1136222 A	765,349	5,764	39,397	248,281	27,208	42,714
B 1136322 A	638,746	2,882	64,586	279,382	33,375	35,514
B 1136422 A	265,787	2,0171	107,474	829,685	42,191	49,944
B 1136522 A	236,619	4,035	40,834	251,725	34,635	42,714
B 1136622 A	386,882	4,035	41,553	251,724	32,746	34,077
B 1136722 A	128,492	2,882	38,679	258,626	40,932	41,270
B 1136822 A	5 083,000	4,035	101,454	253,449	34,005	48,497
Gemisch						
B 1136922 A	20,692	0,288	25,045	97,517	40,302	39,828
B 1137022 A	28,973	2,017	21,462	102,880	37,154	41,270
B 1137122 A	190,832	1,153	17,880	90,870	32,746	34,079
B 1137222 A	111,885	1,441	28,611	124,167	40,302	42,712
B 1137322 A	157,570	2,594	20,029	96,182	35,894	32,643
B 1137422 A	12,414	2,593	25,045	100,001	39,043	45,603
B 1137522 A	353,435	0,288	35,089	90,492	33,375	44,156
Boden						
B 1137622 A	4,137	1,153	12,153	58,246	37,783	41,270
B 1137722 A	16,554	1,441	10,722	45,964	31,486	39,831
B 1137822 A	20,692	—	10,007	49,854	37,783	36,950
B 1137922 A	8,275	1,153	10,007	55,914	30,227	31,212
B 1138022 A	16,553	1,441	9,292	45,788	25,819	22,639
B 1138122 A	12,414	0,576	9,292	48,968	33,375	38,889
B 1138222 A	12,414	1,441	2,153	45,436	34,005	39,828

Quelle: WEGENER, 1986

jeweiligen Probenmatrix angepaßt werden müssen. Große Unterschiede ergeben sich durch die verwendeten Probenaufschlußverfahren, wobei im vorwiegend benutzten Säureaufschluß nur der säurelösliche Teil bestimmt wird und nachweisbare Anteile an Schwermetallen, die bis zu 35% des tatsächlichen Schwermetallgehaltes ausmachen, ungelöst bleiben (KÜMMLEE, 1986). In Abhängigkeit vom Aufschlußverfahren (Königswasser, 1n HCl-Extrakt heiß, 1n HCl-Extrakt kalt) ergaben verschiedene Materialien (Boden, Boden/Kompost und Kompost aus getrennt gesammelten organischen Haus- und Gartenabfällen) deutlich voneinander abweichende Meßwerte für Schwermetalle (WEGENER, 1986; Tab. 5.2.20).

Ferner konnte gezeigt werden, daß in Abhängigkeit vom jeweiligen Element und der jeweiligen Korngrößenfraktion der Proben voneinander abweichende Meßergebnisse erzielt werden und daß sich die ermittelten Werte im zeitlichen Verlauf des Rotteprozesses deshalb stark ändern (LORBER, 1985).

Das bedeutet, daß je nach Analyseverfahren und zu Grunde gelegten Qualitätskriterien bzw. Grenz- oder Richtwerten ein Kompost entweder als „geeignet" oder „ungeeignet" eingestuft werden kann.

Es besteht ein deutlicher Handlungsbedarf mit dem Ziel, zu einer umgehenden Harmonisierung und Standardisierung der Analyseverfahren zu gelangen.

1164. Europaweit sind Hausmüllkomposte unterschiedlich hoch mit Schwermetallen belastet (Tab. 5.2.21), was auf verschiedene Industrialisierung, Nichtbeachtung jahreszeitlicher Schwankungen, verschiedene Aufbereitungsmethoden, verschiedene Kompostierprozesse und verschiedene Analysemethoden zurückgeführt werden kann. Auch ist der Rottegrad der fertigen Komposte ein wesentlicher Einflußfaktor, da mit dem Abbau organischer Substanz während des Kompostiervorgangs infolge Gewichtsverlust der Schwermetallgehalt (bezogen auf die Trockensubstanz) ansteigt (Abb. 5.2.7).

Häufig überschreiten die Schwermetallgehalte der Komposte die zulässigen Bodenricht- und -grenzwerte (Tab. 5.2.19). Deshalb besteht die Notwendigkeit einer möglichst effizienten Schadstoffentfrachtung.

1165. Zur Schwermetallentfrachtung bzw. zur Erzeugung schwermetallarmer Komposte aus Siedlungsabfällen lassen sich ohne Würdigung der wirtschaftlichen Aspekte die folgenden Strategien entwickeln:

- Gezielte Sammlung der nativ-organischen Fraktion (Grünschnitt, Küchen- und Gartenabfälle), wie z. B. im Versuch Witzenhausen. Einschränkung: Es liegen noch keine veröffentlichten Daten über die Qualität des Ausgangsmaterials in den Wintermonaten vor. Auch die Eignung des Materials in stark verdichteten städtischen Bereichen kann nicht immer als gegeben vorausgesetzt werden.
- Maschinelle Trennung der Abfälle unter Ausnutzung spezieller Stoffeigenschaften (z. B. hohe Dichte). Ein Beispiel hierfür liefert das sogenannte ORFA-Verfahren (Tz. 1066ff.), das derzeit noch

Tabelle 5.2.21

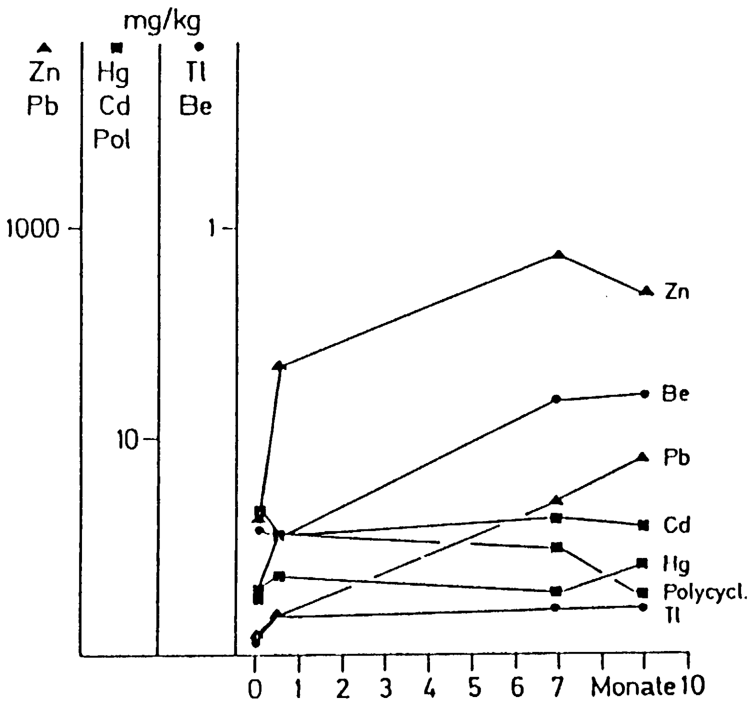
Schwermetallgehalt in europäischen Komposten (mg/kg TS)

	Heidenheim 82/83 n = 64	Rom 82 n = 12	Perugia 82 n = 12	Frankreich 84 n = 61	Bundesrepublik Deutschland 76—81 n = 207
Pb	673	324	530	447	513
Cd	6,5	4,2	2,5	3,9	5,5
Cr	90	108	108	109	71
Cu	291	475	150	322	274
Ni	75	33	38	71	45
Hg	4,1	3,1	2,4	3,9	2,4
Zn	1 369	964	427	1 054	1 570

Quelle: KRAUSS et al., 1987

Abbildung 5.2.7

Schadstoffgehalt-Veränderungen während der Rotte von Abfall



Quelle: KRAUSS, 1982

zurückhaltend beurteilt wird. Es handelt sich dabei um ein Verfahren mit nachträglicher Abtrennung von Faserstoffen (40 bis 50 Gew.-%). Dort fallen 4 bis 5 % separierter Schrott und 15 bis 20 % gegebenenfalls verwertbare Reststoffe an. Einschränkung: Verfahren dieser Art sind sehr energieintensiv, da Trocknung und Zerkleinerung Voraussetzung für den anschließenden Trenn- und somit Verwertungserfolg ist.

— Getrennte Sammlung von Wertstoffen liefert über die verbleibende Naßmüllfraktion noch keinen schwermetallarmen Kompostrohstoff. Hier, wie bei allen bereits bestehenden Anlagen zur Erzeugung von Kompost aus Hausmüll, ist als Hilfsmittel die Abschöpfung von Schwermetallen durch gezielte Sammlung zu empfehlen. Grundvoraussetzung ist die benutzerfreundliche Durchführung: dauernde Zugänglichkeit der Sammelbehälter, kurze Wege, einfache „Bedienung". Eine Möglichkeit ist die Anbringung von 2-3-Kammerbehältern an Glascontainern, die von der Bleikappe der Weinflasche über den Reißverschluß aus Messing bis zur quecksilberhaltigen Batterie alle Produkte aufnehmen, die Schwermetalle in konzentrierter Form enthalten. Im Gegensatz zu den bekannten Pro-

blemstoffsammlungen ist hier keine Aufsicht notwendig. Gegebenenfalls kann auch (das an sich nicht störende) Aluminium über diese Behälter erfaßt und anschließend verwertet werden.

— Maßnahmen des Gesetzgebers sind notwendig: bleihaltige Flaschenverschlüsse, Lametta, bleihaltige Entwicklertaschen könnten durch andere Produkte ersetzt werden. Ein neues Verbraucherbewußtsein ist zu schaffen, das durch Kaufverweigerung schwermetallhaltige Produkte zurückdrängt (Abschn. 4.6.6).

5.2.8.6.2 Organische Schadstoffe

1166. Umweltchemikalien, z. B. Pflanzenschutzmittel und andere organische Verbindungen, gelangen über verschiedene Abfallgruppen in die Komposte. Fast alle persistenten Umweltchemikalien können in Komposten nachgewiesen werden.

1167. Untersuchungen zur Umwandlung von Organohalogenverbindungen bei der Abfallkompostierung (Tab. 5.2.22) zeigen, daß diese die Kompostierung nahezu unverändert überdauern oder daß sogar persistente Folgeprodukte entstehen (HÜNNERKOPF, 1980; HÜNNERKOPF et al., 1979).

Tabelle 5.2.22

Bei der Abfallkompostierung untersuchte Organohalogen-Modellsubstanzen

1. 2,2'-Dichlorbiphenyl
2. 2,5,4'-Trichlorbiphenyl
3. 2,4,6,2',4'-Pentachlorbiphenyl
4. 2,4'-Dichlorbiphenyl, isopropyliert
5. Hexachlorbenzol (HCB)
6. Hexachlorcyclohexan (Lindan)
7. Hexachlorbutadien
8. Aldrin
9. Heptachlor
10. Imugan
11. Buturon
12. p-Chloranilin
13. Pentachlornitrobenzol (PCNB)
14. Pentachlorphenol
15. 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)
16. 2,4-Dichlorbenzoesäure

Quelle: HÜNNERKOPF et al., 1979

Es liegen auch erste vergleichende Untersuchungen zu Kompost-, Boden- und Wasserproben vor (Tab. 5.2.23).

Zur Dioxin- und Furanproblematik

1168. Hinweise auf den mikrobiellen Abbau von Dioxinen bei der Kompostierung liegen noch nicht vor, wobei von den 75 chemisch verwandten Substanzen der Gruppe nur etwa 15 bis 20 von ihrer Menge, Persistenz und Toxizität her gesehen relevant sind. Im Labormaßstab gibt es vielversprechende Ansätze mikrobiellen Dioxinabbaus, so z. B. den vollständigen Abbau von Halogendibenzoparadioxinen durch im Rheinwasser gefundene, somit natürliche, Brevibakterien. Ein Abbau des toxischen 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin durch mutante Stämme dieser Bakterien scheint nur eine Frage der Zeit (Bayer AG, 1989). Unter natürlichen Bedingungen, z. B. im Boden oder bei der Kompostierung, geht der Abbau viel langsamer vor sich bzw. kann daran scheitern, daß spezialisierte, adaptierte Bakterienstämme im Konkurrenzkampf unterliegen. Hier besteht noch Forschungsbedarf (SRU, 1989).

5.2.8.7 Getrennte Sammlung und Biomüll

1169. Zur Reduktion der Schadstofffraktionen in den Komposten ist die getrennte Sammlung des Abfalls eine notwendige Voraussetzung (Kap. 5.1). Getrennt gesammelte organische Küchen- und Pflanzenabfälle (Abschn. 5.2.5.2) werden als Biomüll bezeichnet; die Grundlage der Sammlung ist die „Ausschleusung" organischer, insbesondere pflanzlicher Reststoffe aus dem Abfallstrom mit dem Ziel, natürliche Ressourcen zu schonen, Deponien und Abfallverbrennungsanlagen zu entlasten und einsatzfähige Produkte zu erzeugen.

Voraussetzung für die Schaffung eines Produktes, das als Nährstoff und Bodenverbesserungsmittel eingesetzt werden kann, ist die Schaffung eines schadstoffarmen, hochwertigen Kompostes auf der Grundlage sortenreiner Biomüll-Erfassung und adäquater Kompostierungstechniken. Hierbei sollte, aufbauend auf einer guten Kompostqualität, die Vermarktbarkeit des Kompostes gegeben bzw. durch entsprechende Optimierungs- und Öffentlichkeitsarbeit sichergestellt werden (Vorläufiges Merkblatt „Die dezentrale Kompostierung getrennt gesammelter vegetabiler Küchen- und Gartenabfälle (Biomüll-Kompostierung)" des Hessischen Ministers für Umwelt und Energie, 1986)

1170. Grundsätzlich sind zur Zeit alle Biomüll-Projekte als Pilot oder Modellversuche anzusehen. Die Biomüll-Aktivitäten bundesdeutscher Projektträger (Kommunen, Kreise, Initiativen, Private) wurden für das Jahr 1987 von HANGEN (1987) in einem Überblick dargestellt.

In einer detaillierten, erweiterten und aktualisierten Übersicht erfassen SELLE et al. (1988) 71 Biomüll-Projekte in der Bundesrepublik Deutschland. Für den Stand der 71 Projekte ergibt sich folgende Verteilung für das Jahr 1988:

endgültig beendete Projekte	8
vorläufig beendete Projekte	4
andauernde Projekte	43
geplante Projekte	16
Summe	71.

Nach dieser Studie sind in der Bundesrepublik mindestens 430 000 Haushalte an laufende Biomüll-Projekte angeschlossen; in den beiden kommenden Jahren

Tabelle 5.2.23

Organische Problemstoffe im Kompost (Witzenhausen), in Ackerböden (Niedersachsen) und im Weserwasser (Nordenham)

	Kompost Witzenhausen µg/kg TS	Ackerboden Niedersachsen µg/kg TS	Weserwasser Nordenham 1984 µg/l
Schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe			
Hexachlorbenzol	< 1	3	<0,001
α+β-Hexachlorcyclohexan	< 1	0,5	<0,001
γ-Hexachlorcyclohexan (Lindan)	4	11	<0,002
Heptachlor, Heptachlorepoxid	< 1	n. n.	
Aldrin, Dieldrin	< 1	n. n.	0,004
Endrin	< 1	n. n.	
Polychlorierte Biphenyle	10	n. n.	0,3
DDT+DDD+DDE	6	13	0,007
Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe			
Trichloräthan	<100	11	0,3
1,1,1,-Trichloräthan	<100	3	0,03
Tetrachlormethan	<100	260	0,5
Trichlorethan	<100	13	0,2
Tetrachlorethen	<100	4	0,1
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe			
Benzo(a)pyren	9,2	5,9	
Antracen	6,2	—	
Phenantren	228	—	
Fluoranthen	78	7,9	
Pyren	104	—	
Benzo(a)anthracen	201	—	
Chrysen	148	—	
Benzo(b)fluoranthen	66	—	
Benzo(k)fluoranthen	41	1,9	
Perylen	22	—	
Benzo(g,h,i)perylen	43	7,8	
Indeno(1,2,3-ed)pyren	81	3,4	

Quelle: Zusammenstellung ZIETZ, aus SCHRIEFER, 1988

darf mit dem Anschluß weiterer 142 000 Haushalte aus konkret geplanten Projekten gerechnet werden.

Es werden durchschnittlich 90 kg Biomüll je Einwohner und Jahr eingesammelt, was einer Abfallreduktion von 30 % entspricht.

1171. Bisher vorliegende Berechnungen und Prognosen der zu erwartenden Mehrkosten (aus Aufwand für Gefäßgestellung, zusätzliche Sammelstellen und Behandlung aller anfallenden Abfälle mit den jeweils herrschenden Randbedingungen) durch das Abfallverwertungssystem „Biotonne" bewegen sich zwischen 12 und 24 DM je Einwohner und Jahr, nach JAGER et al. (1989, S. 275) sogar bis 44 DM je Einwohner und Jahr.

1172. Eine detaillierte Analyse des mit Förderung des BMFT von Mai 1985 bis Mai 1986 durchgeführten Großversuchs zur getrennten Sammlung im Landkreis Bad Dürkheim liegt nunmehr vor (JAGER et al., 1989). Aus den Projektergebnissen ist hervorzuheben:

„Durch die getrennte Erfassung organischer Abfallstoffe aus Hausmüll (Biomüll) im separaten Gefäß wird im ländlichen Raum eine effektive Restmüllreduzierung von 30 bis 33 Gew.-% erreicht. In Verbindung mit der Altstofferfassung nach dem System ‚Grüne Tonne' (3-Komponentensammlung) liegt die Restmüllverminderung bei 45 bis 55 Gew.-%. Bei der Eigenkompostierung wurde eine Reduktion der abzufahrenden Abfallmengen um fast 30 Gew.-% beobachtet" (JAGER et al., 1989, S. 483).

In dem Versuch einer Langfristprognose schließen die Autoren: „Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kann davon ausgegangen werden, daß bei genügen-

Tabelle 5.2.24

Elfjährige Erhebungen über den Kompostabsatz in der Bundesrepublik Deutschland (1975—1985)

Jahr	Anzahl der Werke (in Betrieb)	Erzeugter Kompost t/a	Abgesetzter Kompost mit Erlös t/a (%)	ohne Erlös t/a (%)	gesamt t/a (%)	Rottezustand frischer t/a (%)	gelagerter t/a (%)	Körnung grobkörnig >20 mm t/a (%)	mittelkörnig 8–20 mm t/a (%)	feinkörnig <8 mm t/a (%)
1975	18	206 685	52 733 *(25,5)*	61 492 *(29,7)*	114 225 *(55,2)*	nicht erm.	nicht erm.	nicht erm.	nicht erm.	nicht erm.
1976	16	181 812	64 163 *(35,3)*	85 287 *(46,9)*	149 450 *(82,2)*	46 329 *(31,0)*	103 121 *(69,0)*	101 626 *(68,0)*	29 591 *(19,8)*	18 233 *(12,2)*
1977	17	229 743	78 281 *(34,1)*	94 789 *(41,3)*	173 070 *(75,3)*	58 667 *(33,9)*	114 403 *(66,1)*	109 480 *(63,2)*	37 138 *(21,5)*	26 452 *(15,3)*
1978	16	206 764	119 592 *(57,8)*	28 771 *(13,9)*	148 363 *(71,7)*	49 952 *(33,7)*	98 411 *(66,3)*	77 409 *(52,2)*	58 059 *(39,1)*	12 895 *(8,7)*
1979	16	196 556	94 341 *(48,0)*	68 295 *(34,8)*	162 736 *(82,8)*	28 235 *(17,3)*	134 501 *(82,7)*	93 067 *(57,2)*	49 472 *(30,4)*	20 197 *(12,4)*
1980	16	207 724	105 722 *(50,9)*	67 376 *(32,4)*	173 098 *(83,3)*	36 416 *(21,0)*	136 682 *(79,0)*	94 173 *(54,4)*	58 848 *(34,0)*	20 077 *(11,6)*
1981	14	212 816	86 779 *(40,8)*	58 372 *(27,4)*	145 151 *(68,2)*	29 245 *(20,1)*	115 906 *(79,9)*	72 432 *(49,9)*	38 153 *(26,3)*	34 566 *(23,8)*
1982	14	217 717	96 825 *(44,5)*	56 193 *(25,8)*	153 018 *(70,3)*	33 867 *(22,1)*	119 151 *(77,9)*	72 796 *(47,6)*	42 862 *(28,0)*	37 360 *(24,4)*
1983	15	221 318	94 207 *(42,6)*	77 142 *(34,9)*	171 349 *(77,5)*	55 038 *(32,1)*	116 313 *(67,9)*	70 914 *(41,4)*	52 036 *(30,4)*	48 399 *(28,2)*
1984	16	222 741	91 610 *(41,1)*	61 000 *(27,4)*	152 810 *(68,5)*	56 010 *(36,7)*	96 600 *(63,3)*	71 343 *(46,8)*	31 950 *(20,9)*	49 317 *(32,3)*
1985	15	225 291	101 843 *(45,2)*	67 538 *(30,0)*	169 381 *(75,2)*	62 854 *(37,1)*	106 527 *(82,9)*	84 337 *(49,8)*	34 963 *(20,6)*	50 181 *(29,6)*

Quelle: HASUK, 1987

der Motivation der Bevölkerung und Bereitstellung ausreichender Behältervolumina in Gebieten, die ähnlich strukturiert sind wie das Versuchsgebiet, die Einführung einer Biomüll-/Restmüllsammlung sowohl allein als auch kombiniert mit einer Wertstofferfassung oder Einstoffkomponenten-Sammlung (Glas und Papier) realisierbar ist" (JAGER et al., 1989, S. 487).

1173. Mit großer Präferenz wird der Kompostierung im 2-Tonnen-Sammelsystem anfallendes Material zugeführt, wobei folgende Verfahren zur Anwendung kommen: Kompostwerk, Miete, Matte/Miete, Tunnelmiete, Rottebox. Trotz systemimmanenter Nachteile (lange Rottedauer, hoher Flächenbedarf, intensive Betreuung, Vernässungs- und Geruchsprobleme, hoher Strukturmittelbedarf, kostenintensive Basisabdichtung) dient in 75 % der laufenden Projekte die unbelüftete Miete als Verfahren der Vor-, Haupt- und Nachrotte. Alternative Verfahren werden jedoch erprobt.

1174. Der produzierte „Biokompost" wird auf Schwermetallgehalte untersucht. Ein exakter Vergleich der bekannt gewordenen Werte ist völlig ausgeschlossen, da Angaben über Aufschluß- und Untersuchungsverfahren sowie über den Rottegrad der untersuchten Proben fehlen. Die von SELLE et al. (1988) zusammengestellten Schwermetallwerte aus mindestens 142 Analysen (Blei, Zink, Kupfer, Nickel, Chrom, Quecksilber, Cadmium; nach Angaben der Projektbetreiber) zeigen hohe Streuungen der Mittelwerte. Auch hier muß die Forderung nach Standardisierung der Analyseverfahren erneut erhoben werden.

5.2.8.8 Vermarktung und Absatz

1175. Einen Überblick über den Kompostabsatz in der Bundesrepublik Deutschland im Zeitraum 1975 bis 1985 gibt HASUK (1987; vgl. Tab. 5.2.24). Die dortigen Angaben für das Jahr 1985 beziehen sich auf Erhebungen in 15 Kompostwerken. Die jährlich erzeugte Kompostmenge weist nur geringe Unterschiede auf. Seit 1980 wird eine steigende Tendenz beobachtet, die auf die Inbetriebnahme zweier neuer Werke (in Singen und Aurich) zurückgeführt wird.

1985 wurden 225 291 Tonnen Kompost erzeugt, von denen 45 % mit Erlös und 30 % ohne Erlös abgesetzt wurden (unter „abgesetzt ohne Erlös" fallen auch die Mengen an Kompost, die für Rekultivierungsmaßnahmen auf eigenen Deponien verwendet wurden). Dazu kamen (1985) über 800 000 m^3 Rindenmulch und Rindenkompost (aus 3 bis 4 Mio. m^3 Rindenabfällen) sowie unbekannte Mengen Kompost aus kleineren Verarbeitungsanlagen, z. B. bei Gartenämtern und bei gewerblicher Kompostierung. Nachdem mit der Einführung des Verwertungsgebotes durch das neue Abfallgesetz erweiterte Aktivitäten bei der Erfassung von Wertstoffen aus Siedlungsabfällen sowohl auf kommunaler wie auch privatwirtschaftlicher Ebene zu erwarten sind, ist mit weiteren Mengensteigerungen getrennt erfaßter organischer Abfälle zu rechnen. Dies könnte, trotz ausreichender Einsatzbereiche und Verwendungsmöglichkeiten, als vorprogrammierter Engpaß gedeutet werden, zumal der anfallende Kompost mit den bereits auf dem Markt befindlichen Bodenverbesserungsmitteln in Konkurrenz tritt. Es wird sich zeigen müssen, inwieweit die steigenden Mengen an Kompostprodukten zukünftig vom Markt aufgenommen werden.

1176. Konkurrenzfähig wird Kompost mit verbesserter Qualität, intensiver Aufklärung über seine Eigenschaften und Beratung der Abnehmer über seine Verwendung. Es muß für Kompost wie für andere Produkte geworben werden. Schadstoffarmer Kompost mit Qualitätsgarantie ist stets absetzbar; das Problem besteht in der kontinuierlichen Qualitätsgarantie. Es wird sich zeigen müssen, ob verbesserte Sammel- und Aufbereitungstechniken und damit verbesserte Qualität oder verstärkte Absatzbemühungen die Schlüsselfaktoren für die Vermarktung sind.

Dies gilt in besonderer Weise auch für die künftig anfallenden Komposte aus Biomüll, für die zur Zeit Marketing-Konzepte entwickelt werden. Als schadstoffarmer (Teil-)Substituent der Bodenverbesserungsmittel Torf oder Dünger konnte Biomüll-Kompost Absatzmärkte in Erdenbetrieben, Baumschulen, im Weinbau, Ackerbau, Gartenbau sowie bei Grünflächenämtern, Deponierekultivierungsmaßnahmen und bei Kleinabnehmern erschließen, wobei der mittlere Erlös um 20—30 DM/m^3 lag (SELLE et al., 1988; vgl. auch FRICKE et al. 1989; SCHUMANN, 1988).

5.3 Chemisch-physikalische Verfahren zur Behandlung von Abfällen

5.3.1 Zielsetzung, Eignung und Organisation der chemisch-physikalischen Behandlung

5.3.1.1 Zielsetzung und Eignung der chemisch-physikalischen Behandlung

1177. Unter dem Begriff „chemisch-physikalische (CP) Behandlung" wird üblicherweise die Behandlung von bestimmten gewerblichindustriellen, vornehmlich flüssigen oder pastösen, Abfällen verstanden, deren Beseitigung einer besonderen Überwachung nach § 2 Abs. 2 AbfG bedarf. Ziel der Behandlung ist es, verwertbare oder endlagerfähige (ablagerungsfähige) Massen und einleitungsfähige Wässer zu erzeugen. Die Wässer bedürfen gegebenenfalls biologischer Nachbehandlung; die Rückstände (Produkte) aus der chemisch-physikalischen Behandlung, die nicht verwertbar und nicht endlagerfähig sind, sind thermisch weiterzubehandeln.

Der Kreis der zu behandelnden Sonderabfälle sowie der anzuwendende Stand der Technik werden derzeit in einem umfangreichen Regelwerk neu definiert (AbfBestV, RestBestV, AbfRestÜberwV sowie TA Abfall, Teil 1, alle vom April 1990). Das genannte Regelwerk legt fest, daß diese Abfälle nach Maßgabe von Nr. 4.3 der TA Abfall, Teil 1 vorrangig zu verwerten sind. Abfälle, die nachweislich nicht verwertet werden können, sind einer Anlage zur Behandlung (oder Ablagerung) zuzuordnen, für die der „Katalog der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle" (TA Abfall, Teil 1, Anhang C) eine Orientierungshilfe gibt.

Ein nicht verwertbarer Abfall ist vorzugsweise der chemischphysikalischen Behandlung zuzuführen, wenn er Stoffe oder Stoffgemische enthält, die abgetrennt, umgewandelt oder immobilisiert werden können und dadurch in ihrer Schädlichkeit vermindert werden (Nr. 4.1 TA Abfall, Teil 1).

Nach einem Vorschlag von AMSONEIT (1988) soll die „chemisch-physikalische Behandlung um eine ‚biologische Komponente' erweitert werden". Mit der Entwicklung leistungsfähiger biologischer Verfahren zur Behandlung auch stark organisch belasteter wäßriger Abfälle ist die Möglichkeit gegeben, die biologische Behandlung in komplexe Behandlungsmaßnahmen zu integrieren. Der Gesetzgeber ist im „Katalog der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle" der TA Abfall diesem Vorschlag formal bereits gefolgt („CPB-Behandlung"). In diesem Gutachten werden biologische Abfallbehandlungsverfahren in Abschnitt 5.2.3 referiert (aerob: HEMPEL et al., 1990; anaerob: SCHRAEWER, 1988; SEYFRIED und SAAKE, 1986).

1178. Die chemisch-physikalischen Verfahren sind zur Behandlung von Siedlungsabfällen nicht geeignet. Jedoch können bestimmte Siedlungsabfallarten oder -komponenten, wie z. B. Klärschlamm, nasse organische Restabfälle oder nativ-organische Abfälle („Biomüll"), chemisch behandelt oder vorbehandelt werden.

Auch chemisch-physikalische Verfahren können keine Materie verschwinden lassen, sondern bewirken nur eine stoffliche Wandlung. Dabei werden die Anordnung der Atome zueinander und die Bindungsverhältnisse untereinander so verändert, daß bedenkliche Wirkungen auf die Umwelt von den neu entstandenen Stoffen nicht mehr ausgehen oder — wenn dies nicht erreichbar ist — die Stoffe umhüllt, immobilisiert und verwertungsfähig oder ablagerfähig gemacht werden. Nach jeder Stufe der Behandlung muß nach Nrn. 4.3 und 8.3.3 TA Abfall, Teil 1 die Verwertbarkeit immer wieder geprüft werden.

In der nachfolgenden Abbildung ist die Stellung der chemischphysikalischen Behandlung im Rahmen der Abfallentsorgung dargestellt (Abb. 5.3.1). Abbildung 5.3.2 zeigt die prinzipielle Eignung von CP-Behandlungsverfahren für verschiedene wäßrige Abfälle.

5.3.1.2 Derzeitige Ablauforganisation in der Praxis der Annahme von Sonderabfällen zur chemisch-physikalischen Behandlung

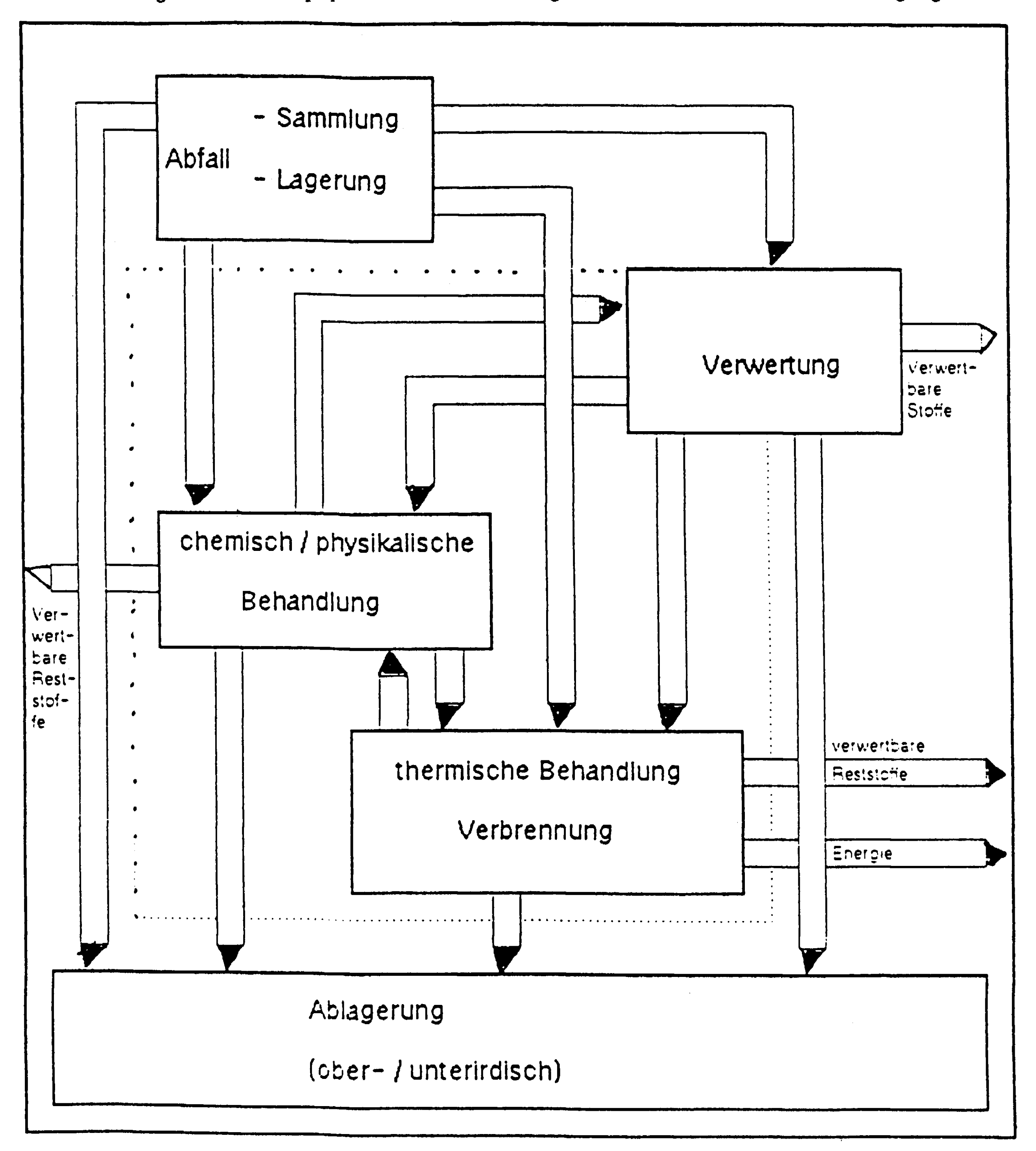
1179. Obwohl sich die chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen in den einzelnen Bundesländern zunächst voneinander unabhängig aus „Entgiftungsstationen", später koordiniert durch die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) entwickelten, sind Verfahrensabläufe und Anlagenausstattung zumindest in den großen zentralen Entsorgungsanlagen ähnlich (AMSONEIT, 1988; von BECKERATH, 1989; MARTINETZ, 1986a, b und 1987; MÜLLER et al., 1986; THOMANETZ, 1987; THOMÉ-KOZMIENSKY, 1987 und 1988). Die Ermittlung des „Standes der Technik" für CP-Anlagen ist derzeit Stand eines BMU-Forschungsvorhabens (Laufzeit: 1. Januar bis 31. August 1990, FKZ 103 02 121).

1180. Die Organisation der Sonderabfallentsorgung weist länderspezifische Unterschiede auf (DAHM, 1987; THOMÉ-KOZMIENSKY, 1987; VAN DER VELDEN, 1987).

Aller Sonderabfall ist einem autorisierten Betreiber einer Abfallentsorgungsanlage (Abfallentsorger) anzudienen. In Bundesländern mit Anschluß- und Benutzungszwang (Andienungszwang) sind dies öffentlich-rechtliche Gesellschaften unter Beteiligung von Land, Kommunen, Industrie und Gewerbe. Diese sind verpflichtet, den Sonderabfall anzunehmen und eine zweckentsprechende Behandlung und schließlich die Ablagerung des behandelten Materials vorzunehmen oder zu veranlassen. Zu diesem Zweck wird zunächst eine Probe des Sonderabfalls vom Abfallentsorger

Abbildung 5.3.1

Stellung der chemisch-physikalischen Behandlung im Rahmen der Sonderabfallentsorgung



Quelle: SRU, nach BARNISKE und GLEIS, 1988

analysiert. Die anzuwendenden Analyseverfahren sind inzwischen festgeschrieben (TA Abfall, Teil 1, Anhang B). Aufgrund der Laboruntersuchung und fachlicher Gespräche mit dem Abfallerzeuger wird ein chemisch-pysikalisches Behandlungsverfahren festgelegt; es kann aber auch eine Verweisung zur Sonderabfalldeponie oder Sonderabfallverbrennungsanlage zweckmäßig oder geboten sein. Erst nach dieser Prüfung wird der Sonderabfall zur zweckentsprechenden Behandlung angenommen.

Der Transport von Sonderabfällen darf nur durch autorisierte Abfallbeförderer ausgeführt werden; die einschlägigen Bestimmungen über das Transportgenehmigungs- und Begleitscheinverfahren sowie den Gefahrguttransport sind einzuhalten.

Abbildung 5.3.2

Prinzipielle Eignung von CP-Behandlungsverfahren für verschiedene wäßrige Abfälle

Aufbereitungsverfahren	Abfall				
	I	II	III	IV	V [2]
1. Fällung	⊕	○	⊕	○	⊕
2. Flockung	●	●	●	●	●
3. Flotation	●	●	●	●	●
4. Filtration	●	●	●	●	●
5. Sedimentations-Abscheider	●	●	●	●	●
6. Ionenaustausch	○	◑	⊕	●	⊕
7. Elektrodialyse	○	○	⊕	●	⊕
8. Ultrafiltration	⊕	◑	○	◑	○
9. Umkehrosmose	○	○	◑	◑	◑
10. Strippen	⊕	⊕	◑	◑	◑
11. Adsorption	⊕	⊕	○	◑	⊕
12. Flüssigmembrantechnik	◑	⊕	○	◑	◑
13. Transmembrane-Destillation	◑	⊕	◑	◑	◑
14. Biologische Aufbereitung	⊕	⊕	○	◑	○
15. Chemische Oxidation	◑	◑	○	○	⊕
16. Naßoxidation	◑	◑	○	○ [1]	⊕
17. Verdampfen (Destillation)	○	●	◑	○	◑
18. Abwasser-Verbrennung	◑	◑	○	○	○
19. Sprühtrocknung	○	●	◑	○	◑
20. Elektrolyse	◑	○	⊕	●	⊕

I = Wässrige Flüssigkeit mit gelösten anorganischen Beladungen.
II = Wässrige Flüssigkeit mit gelösten Schwermetallen.
III = Wässrige Flüssigkeit mit organischen Beladungen
IV = Wässrige Flüssigkeit mit gelösten anorganischen und organischen Beladungen.
V = Flüssigkeit mit überwiegend organischen Beladungen. [2]

○ Verfahren geeignet
◑ " möglich
⊕ " ungeeignet
● " nur in Kombination mit anderen Verfahren möglich.

[1]) Wegen Werkstoffproblemen nur für halogenfreie Abfälle (BRADEN und SCHULZ-WALZ, 1982)
[2]) überwiegend organische, wasserhaltige Flüssigkeiten

Quelle: KOLLBACH et al., 1988, verändert

Keine chemisch-pysikalische Behandlungsanlage kann allerdings alle denkbaren chemischen Prozesse ausführen bzw. entsprechende Anlagen ständig vorhalten. Wenn ein Sonderabfall angedient wird, der mit den vorgehaltenen Verfahren und Anlagen nicht behandelt werden kann, ist der Anlagenbetreiber verpflichtet, die Aufsichtsbehörden zu unterrichten. Für einen solchen Abfall müssen Behandlungsverfahren und -anlagen ausfindig gemacht, ggf. eine Zwischenlagerung vereinbart oder eine Behandlung aufgrund einer Sondergenehmigung unter besonderer Kontrolle durchgeführt werden.

In der Regel sind bei der Anlieferung eines zu behandelnden Sonderabfalls dem Abfallentsorger die Eigenschaften dieser Abfallcharge und der einzuschlagende Behandlungsweg bereits bekannt, so daß bei der Anlieferung vor der Übernahme eine Identitätskontrolle genügt. Dabei werden Konsistenz, Aussehen und Farbe, der Geruch, das Brennverhalten unter standardisierten Bedingungen, das Reaktionsverhalten gegenüber Wasser und ggf. der Gehalt einer oder mehrerer Schlüsselkomponenten untersucht. Eine Übersicht zu den Schnellanalysemethoden für Sonderabfälle ist bei THOMANETZ und TABASARAN (1986) sowie bei WÖRLE (1987) zu finden.

5.3.1.3 Zukünftige Ablauforganisation nach dem Inkrafttreten der TA Abfall, Teil 1

1181. Auf der Basis der Erfahrungen in den einzelnen Regionen und Ländern und der Koordinierung in der LAGA ist die TA Abfall entstanden. Sie fußt unter anderem auf langjährigen Erfahrungen mit der che-

misch-physikalischen Behandlung von Sonderabfällen, die in der Literatur beschrieben sind (AMSONEIT, 1988; von BECKERATH, 1989; KOLLBACH et al., 1989; MARTINETZ, 1986a und 1987; MÜLLER et al., 1986; RAUTENBACH et al., 1985; RAUTENBACH und WELSCH, 1990; STEINMETZER und MATTHES, 1987; THOMANETZ, 1987; THOMÉ-KOZMIENSKY, 1987 und 1988). Im „Katalog der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle" wird ein Abfallschlüssel festgelegt und werden Entsorgungshinweise gegeben (TA Abfall, Teil 1, Anhang C, Teil IV).

1182. Kernstück des neuen, ab dem 1. Oktober 1990 geltenden Entsorgungsablaufes ist die lückenlose Nachweiskette bestehend aus der „Verantwortlichen Erklärung" des Abfallerzeugers, der „Annahmeerklärung" des Abfallentsorgers, der „Entsorgungsbestätigung" der Überwachungsbehörde für den Hintransport zur Entsorgung und dem „Entsorgungsnachweis" des Entsorgers (Nr. 4.4.1 und 5.2 der TA Abfall, Teil 1). Der ganze Kontrollvorgang wird in der „Verordnung über das Einsammeln und Befördern sowie über die Überwachung von Abfällen und Reststoffen (Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung; AbfRestÜberwV)" neu geregelt.

Nach dem Regelwerk muß der Abfallerzeuger weitere Angaben über die Herkunft und die Entstehung des Abfalls/Reststoffs machen und soll Hinweise zur Arbeitssicherheit geben, insbesondere, ob der Abfall Gefahrstoffe nach der Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) enthält. Er legt gemeinsam mit dem Entsorger die abfallbestimmenden Komponenten fest. Der „Verantwortlichen Erklärung" ist eine Deklarationsanalyse gemäß Anhang 1a der AbfRestÜberwV beizufügen. Diese umfaßt die Parameter pH-Wert, Chrom (VI), leicht freisetzbare Cyanide sowie Nitrit. Auf Verlangen des Entsorgers sind weitere im Anhang genannte Parameter — falls er sie aufgrund der erstgenannten Angaben durch den Abfallerzeuger für erforderlich hält — nach DIN-Normen zu bestimmen.

Nach Prüfung der Entsorgungsmöglichkeit übergibt der Entsorger der zuständigen Behörde die überprüfte „Verantwortliche Erklärung" und erklärt durch die vorbereitete Annahmeerklärung seine Bereitschaft zur Annahme und Behandlung des Abfalls. Die Behörde überprüft dies ihrerseits und übersendet dem Entsorger den Entsorgungsnachweis mit Entsorgungsbestätigung. Der Entsorgungsnachweis darf erst nach Annahme des Sonderabfalls ausgehändigt werden; die Entsorgung darf erst nach Vorliegen der behördlichen Entsorgungsbestätigung beginnen. Nach dem Abschluß des Entsorgungsvorgangs darf der Entsorger dem Abfallerzeuger die Entsorgungsbestätigung aushändigen.

1183. Durch die in Textziffer 1182 beschriebene Ablauforganisation wird zwischen Abfallerzeuger, -entsorger und -behörde eine Informationsoffenheit erzwungen und ein Kontroll- und Vertrauensverhältnis geschaffen. Der Entsorger erhält notwendigerweise Einblick in die Verfahren des Abfallerzeugers und übt mit einer hochentwickelten Analytik eine Kontrolle aus, insbesondere dann, wenn für den Abfallerzeuger Andienungszwang besteht. Der Abfallentsorger muß infolgedessen über eine entsprechende personelle wie apparative Ausstattung (TA Abfall, Teil 1, Anhang B) verfügen. Dennoch ist keine Sicherheit gegen eine unvollständige oder gar bewußt falsche Deklaration eines Abfallerzeugers gegeben. Auch die heutige Analysentechnik erlaubt nur das zu finden, wonach ausdrücklich gesucht wird. Eine Reihe von Substanzen kann nur mit sehr aufwendiger Analytik und erheblichem Zeitaufwand entdeckt werden. Die vorgeschriebenen Rückstellungen von Proben ergeben allerdings die Möglichkeit, auch im nachhinein noch Kontrolluntersuchungen vorzunehmen. Die Gewißheit ständiger — wenn auch stets unvollständiger — Überprüfung und die Strafbedrohung fahrlässiger oder krimineller Handlungen, zusammen mit der notwendigen und wachsenden Einsicht, schaffen einen Umgang mit Sonderabfall, der demjenigen mit Handelsgütern entspricht.

Schon hier weist der Rat darauf hin, daß auch chemisch-physikalische Behandlungsanlagen nicht rückstandsfrei arbeiten können und daher nur in Verbindung mit Verbrennungsanlagen und Deponien betrieben werden können. Bei einigen bereits vorhandenen Anlagenkombinationen handelt es sich um einen Verbund verschiedener Betriebe der landeseigenen Sonderabfallbeseitigungsgesellschaft.

5.3.2 Struktur von chemisch-physikalischen Abfallentsorgungsanlagen

5.3.2.1 Behandlungsziel und Anlagenstruktur

1184. Die TA Abfall, Teil 1 schreibt in Nr. 8.3 Struktur und Ausstattung von chemisch-physikalischen (CP-)Behandlungsanlagen vor. Insbesondere werden Sonderabfälle, die einer CP-Behandlungsanlage zugeordnet worden sind, entweder einem anorganischen oder organischen Strang zugeleitet. Dementsprechend besteht in allen ausgeführten chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlagen eine Trennung der Behandlungslinien für anorganisch und organisch belastete Abfälle.

1185. Die Vielfalt der chemisch-physikalisch zu behandelnden Sonderabfälle reicht von relativ harmlosen Stoffen bis hin zu gefährlichen Umweltschadstoffen. Die Möglichkeiten zur Behandlung sind im wesentlichen auf zwei Grundtypen einzuengen, die in den CP-Behandlungsanlagen ausgeführt werden können. Von BECKERATH (1989) unterscheidet zwischen

— „Entgiftungsverfahren", die umweltschädliche Komponenten von gefährlichen Sonderabfällen in umweltverträglichere Komponenten umwandeln sowie durch Einbindung in große Schlammmengen oft auch verdünnen

sowie

— „Entfrachtungsverfahren", die den Hauptbestandteil des Abfalls von den unerwünschten Begleitstoffen weitgehend befreien (EGGERSDORFER et al., 1989; STEINMETZER und MATTHES, 1987).

Die von BECKERATH eingeführte prinzipielle Unterscheidung hat dort eine Bedeutung, wo Abfälle be-

deutende Anteile an Inert oder Nutzstoffen, z. B. Wasser enthalten. Abfälle, die keine oder geringe Anteile einer unbedenklichen Matrix aufweisen, können nicht oder nur unter unverhältnismäßig hohem Aufwand entfrachtet werden. Sie müssen als Ganzes umgewandelt, z. B. verbrannt oder gespalten werden.

1186. Im anorganischen Behandlungsstrang können Verfahrensschritte wie Neutralisation, Fällung, Flokkung, Oxidation, Reduktion und Entwässerung in Auswahl und in Kombination eingesetzt werden. Mengenmäßig überwiegen auch hier die schlammbildenden Reaktionen, die abzulagernde Rückstände erzeugen.

Im organischen Behandlungsstrang können im mengenrelevanten Bereich der Trennung verschiedener Öl-Wasser-Gemische Verfahren wie Destillation, chemische Spaltung und Membranfiltration, im Bereich der übrigen Abfälle auch weitere Einzelverfahren und zweckmäßige Verfahrenskombinationen eingesetzt werden. Derzeit überwiegt jedoch die chemische Spaltung unter Erzeugung großer Schlammengen, die die ursprünglichen öligen Substanzen einbinden, verdünnen und ablagungsfähig („stichfest") machen.

Für vergleichsweise einheitliche Abfälle sind solche schadstoffzerstörenden bzw. -aufkonzentrierenden Umwandlungsverfahren zu prüfen, die die Verwertung zum Ziel haben. Entsprechende Entwicklungen sind im Gange (Entgiftung von Galvanikabfällen, Schmierölaufbereitung, Polyurethanhydrolyse, Pyrolyse).

1187. Rückstände aus den Behandlungssträngen, die nicht verwertet werden können, sind, soweit sie überwiegend organischen Charakter haben, zu verbrennen. Soweit sie nicht verbrannt werden können, sind sie auf Deponierbarkeit zu prüfen und wenn sie die Bedingungen nach Nr. 4.4.3 und Anhang D der TA Abfall, Teil 1 erfüllen, oberirdisch, andernfalls unter Tage, in besonderen Fällen auf Monodeponien abzulagern. Abschnitt 5.5.4.1 nennt die Zuordnungskriterien zur oberirdischen Ablagerung.

Alle Reaktionsbehälter innerhalb der CP-Behandlungsanlage sind grundsätzlich geschlossen auszuführen und erforderlichenfalls an ein Abgassammelsystem mit Abgasreinigung anzuschließen. Abwässer sowie feste Rückstände der Abgasreinigung sind als betriebseigener Sonderabfall zu behandeln.

5.3.2.2 Anorganischer Anlagenstrang

1188. Zur Behandlung vorwiegend anorganisch belasteter Abfälle werden im anorganischen Strang Verfahrensschritte wie Neutralisation, Fällung, Flockung, Oxidation, Reduktion sowie Entwässerung durchgeführt (Abschn. 5.3.3). Dazu sind folgende Schritte notwendig:

- Dosierung von Behandlungschemikalien,
- Durchführung der chemischen Reaktionen,
- Schlammflockung, -entwässerung und -konditionierung.

Die TA Abfall nennt darüber hinaus ausdrücklich die Abscheidung von aufschwimmenden Verunreinigungen.

Den oben genannten Verfahrensschritten können Vorbehandlungsschritte wie Homogenisierung usw. vorgeschaltet werden. Darüber hinaus kann eine weitergehende Nachbehandlung, z. B. durch Aktivkohleadsorption, Stripping, Nachfällung als Sulfid, Ionenaustausch oder Umkehrosmose, notwendig werden, wenn vorgegebene Behandlungsziele, wie z. B. abwasserseitige Grenzwerte, durch die Neutralisationsfällung nicht eingehalten werden können.

1189. Der anorganische Strang hat folgende Einrichtungen:

1) Übernahme- und Zwischenstapelbecken, unterteilt nach sauren, alkalischen, cyanid-, nitrit-, chromathaltigen Abfällen sowie neutralen Dünnschlämmen;
2) Chemikalienlager für Säuren, Laugen, Natriumhypochlorit, Natriumhydrogensulfit, Wasserstoffperoxid, Flockungshilfsmittel und gegebenenfalls weitere Chemikalien, z. B. Eisen(II)- und Eisen(III)-Salze und Natriumsulfid;
3) Reaktionsbehälter, in denen entweder
   - multifunktional in einem Behälter alle Behandlungsoperationen durchgeführt werden können oder aber
   - monofunktional jeweils nur ein ganz bestimmter Behandlungsschritt, z. B. Cyanid-Oxidation oder Chromat-Reduktion, erfolgen kann;
4) Entwässerungseinrichtungen, bestehend aus Eindicker, Schlammpumpe und Band- oder Kammerfilterpresse;
5) Nachbehandlungsanlagen (Ionenaustauscher, Umkehrosmose-, Aktivkohleanlagen);
6) Abwasserendbehälter, die wechselweise befüllt, nach Befüllung durch das Labor kontrolliert und bei Erfüllung der Einleitebedingungen in den Vorfluter oder in die Kanalisation entleert werden. Bei Grenzwertüberschreitungen muß sich der Ablauf automatisch schließen (Nr. 8.3.1.1 TA Abfall, Teil 1) und die Abwässer müssen einer erneuten Behandlung unterzogen werden;
7) Abgasreinigunsanlagen.

Die Schwermetalle sind durch Einstellung eines geeigneten pH-Wertes grundsätzlich als Hydroxide oder Oxidhydrate zu fällen. Je nach Schwermetallion kann die Fällung durch Carbonate nützlich sein (MARTINETZ, 1986b).

5.3.2.3 Organischer Anlagenstrang

1190. Wie die Orientierungshinweise des „Katalogs zur Zuordnung der Abfälle zu den Beseitigungsanlagen" der TA Abfall zeigen, sind die meisten rein organischen Abfälle — d. h. nicht „organisch belastete" Matrizes, sondern organische Hauptbestandteile — vorwiegend in Sonderabfallverbrennungsanlagen zu

verbrennen. Hingegen sollen vorwiegend organisch belastete Abfälle, deren Hauptbestandteil Wasser ist, in CP-Anlagen behandelt werden. Bei dieser Behandlung werden

— ölhaltige Emulsionen thermisch, chemisch oder physikalisch „gebrochen", d. h. in eine abtrennbare Ölphase und in eine Wasserphase aufgespalten,

— die wäßrigen Phasen der Emulsionsspaltung weiterbehandelt,

— CKW-, Altöl-, cyanid-, nitrithaltige Öl/Wasser-Gemische für die gemeinsame Behandlung mit den übrigen Öl/Wasser-Gemischen vorbehandelt,

— weitere organisch belastete, in der Regel wasserhaltige Sonderabfälle, z. B. Deponiesickerflüssigkeiten, vor- und nachbehandelt, aufgetrennt oder als Ganzes immobilisiert. Hierzu wird auf die Ausführungen des Rates zur Altlastensanierung (SRU, 1989, Kap. 4) verwiesen.

1191. Die TA Abfall, Teil 1 erwähnt in Nr. 8.3.1.2 zu jeder der oben genannten Gruppen einige in Frage kommende Verfahren und stellt für die Einrichtungen Mindestanforderungen auf.

Auch können diesen Verfahren zur Emulsionstrennung Behandlungsschritte wie z. B. Strippung, Aktivkohleadsorption oder biologische Behandlung nachgeschaltet werden.

CKW-, cyanid-, nitrithaltiger Öl/Wasser-Gemische sind nach dieser Vorschrift getrennt vorzubehandeln, bevor sie mit übrigen Öl/Wasser-Gemischen gemeinsam weiterbehandelt werden.

Zur Behandlung von Emulsionen oder organisch belasteter wäßriger Abfälle können auch weitere Verfahren, die auf Adsorption, Absorption, Extraktion oder thermischer Spaltung basieren, mit entsprechenden Vor- und Nachbehandlungsschritten eingesetzt werden.

5.3.2.4 Beispielhafte Beschreibung vorhandener chemisch-physikalischer Behandlungsanlagen

1192. Die vorstehend beschriebenen Anforderungen der TA Abfall an den Stand der Technik (Tz. 1188—1191) berücksichtigen vorwiegend die Gegebenheiten der zentralen Großanlagen (z. T. mit Andienungszwang), so daß für kleinere Anlagen der Erlaß einer Richtlinie erwogen wird (Auskunft des BMU, 11. April 1990).

5.3.2.4.1 Anorganischer Anlagenstrang

1193. Als Beispiel für einen in Textziffer 1188f. beschriebenen anorganischen Anlagenstrang wird hier die „Neutralisations- und Entgiftungsanlage" (NEA) des Zweckverbandes Sondermüllplätze Mittelfranken (ZVSMM) in Schwabach gezeigt (Abb. 5.3.3).

In diesem Strang werden Verfahrensschritte wie Neutralisation, Fällung/Flockung, Oxidation, Reduktion und Entwässerung durchgeführt. Zur Adsorption von Schwermetallen und zur guten Filtrierbarkeit der Fällungen wird oft ein Eisenhydroxidschlamm miterzeugt, der den primär gefällten Buntmetallhydroxidschlamm verdünnt. Den Strang verlassen reinigungsfähige Abwässer für das Klärwerk, Filterkuchen für die Deponie sowie gereinigte Abluft. Es ist fraglich, ob die entwässerten Hydroxidschlämme aus den anorganischen Strängen von CP-Behandlungsanlagen, insbesondere hinsichtlich der Auslaugbarkeit und Standfestigkeit, künftig den Zuordnungskriterien der TA Abfall für oberirdische Ablagerung in allen Fällen genügen können.

Des weiteren werden in der „NEA" cyanid-, chromat- und nitrithaltige Emulsionen entgiftet; die wäßrige Phase wird an eine werkseigene Abwasserreinigungsanlage — im wesentlichen eine chemische Emulsionsspaltanlage im organischen Strang — abgegeben (Abschn. 5.3.2.4.2). Diese Praxis entspricht bereits den neuen Anforderungen der TA Abfall, Teil 1, Nr. 8.3.1.2, die die getrennte Vorbehandlung bestimmter Öl/Wasser-Gemische vorschreibt, bevor diese mit den übrigen Öl/Wasser-Gemischen im organischen Strang weiterbehandelt werden. Die Emulsionsdekontaminationsanlage für anorganische Komponenten stellt innerhalb der „NEA" die Schnittstelle zum organischen Strang des ZVSMM dar.

5.3.2.4.2 Organische Anlagenstränge

1194. Soweit organische Abfälle — insbesondere bei hohen Wassergehalten — nicht direkt der Verbrennung zugeführt werden (Abschn. 5.3.1.1 und 5.3.1.3), gehen sie in den Strang zur Behandlung vorwiegend organisch belasteter wäßriger Abfälle. Sie haben flüssige bis noch pumpfähige Konsistenz und bedürfen der Emulsionsspaltung auf thermischem, chemischem oder physikalischem Wege. Die physikalische Emulsionsspaltung ist in der Bundesrepublik nur bei einigen bedeutenden Sonderabfallerzeugern, nicht aber in den öffentlichen CP-Behandlungsanlagen realisiert worden.

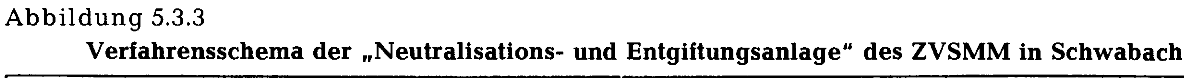
Organischer Anlagenstrang zur thermischen Emulsionsspaltung, HIM/Biebesheim

1195. In der CP-Behandlungsanlage der Hessischen Industriemüll GmbH (HIM) in Biebesheim werden Öl/Wasser-Gemische, z. B. Emulsionen, thermisch gespalten. Abbildung 5.3.4 zeigt das Anlagenschema.

Für die thermische Emulsionsbehandlung werden, wie hier in der HIM-Anlage, vorwiegend Eindampfanlagen verwendet, insbesondere wenn kostengünstiger Dampf aus einer Abfallverbrennungsanlage zur Verfügung steht. In diesen Fällen wird das Wasser in mehrstufigen Brüdenverdampfern verdampft, während die Emulsion „bricht" und das Öl zusammen mit allen nichtflüchtigen Komponenten im Verdampfersumpf verbleibt. Der Verdampfersumpf wird unmittelbar der Verbrennung zugeführt. Das verdampfte Wasser wird kondensiert und einer Reinigungsstufe zugeführt; in dieser wird es von leichtflüchtigen, was-

Abbildung 5.3.3

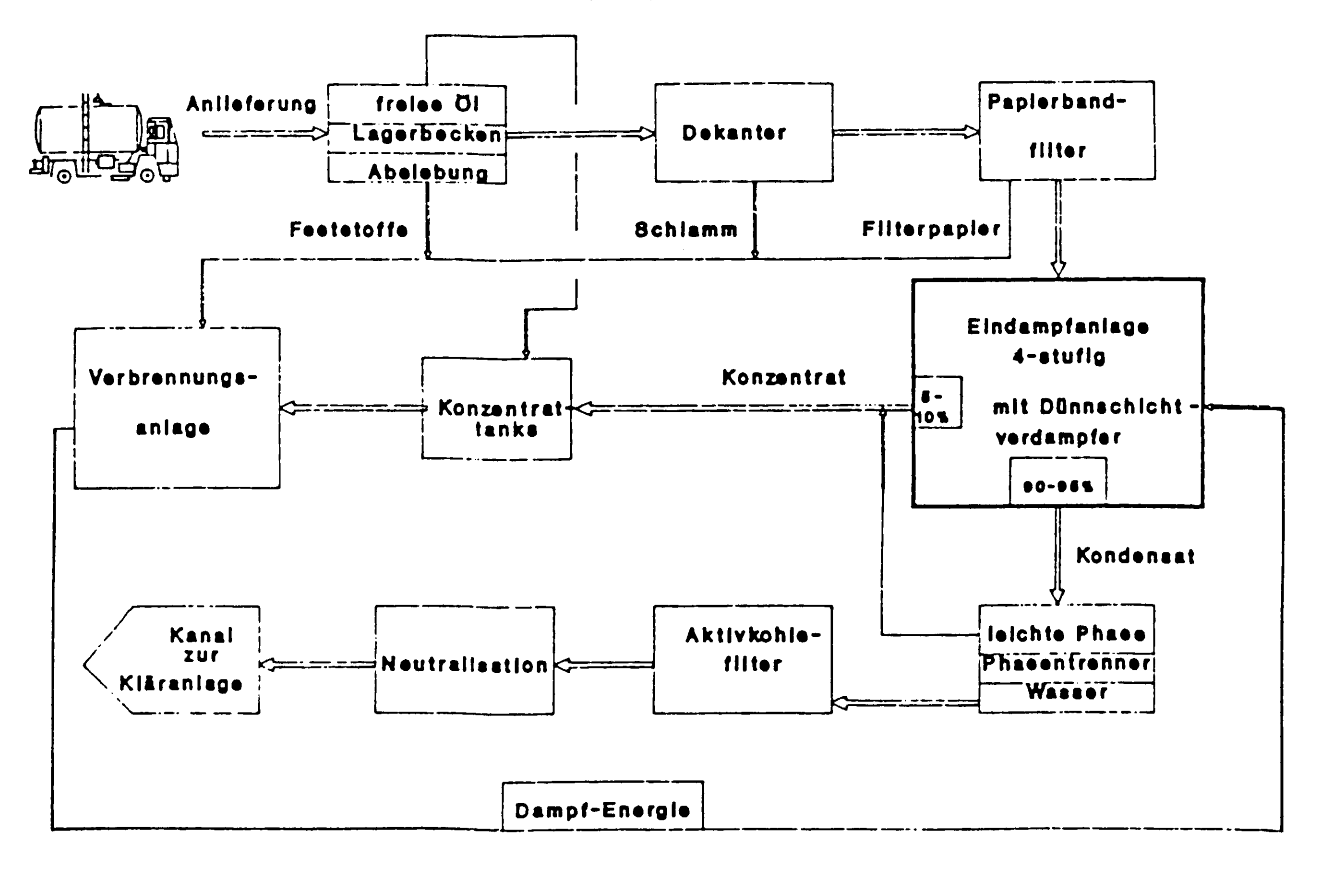
Verfahrensschema der „Neutralisations- und Entgiftungsanlage" des ZVSMM in Schwabach



Quelle: AMSONEIT, 1988

Abbildung 5.3.4

Schema der thermischen Spaltanlage für Öl/Wasser-Gemische der Hessischen Industriemüll GmbH (HIM) in Biebesheim



Quelle: HIM, 1989

serunlöslichen Beimengungen, wie z. B. leichtflüchtigen und chlorierten Kohlenwasserstoffen, befreit (HIM, 1989).

Organischer Anlagenstrang zur chemischen Emulsionsspaltung, ZVSMM/Schwabach

1196. Der Anlagenstrang wurde 1970 als chemische Emulsionsspalt- und -entgiftungsanlage mit der Möglichkeit zur Durchführung unterschiedlicher chemischer Reaktionen ausgelegt (Abwasserreinigungsanlage, s. AMSONEIT, 1988).

Insbesondere hinsichtlich der Belastung der anfallenden Abwässer mit schwer abbaubaren organischen Stoffen (gemessen als CSB), mit Ammonium (NH_4) und vor allem mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (gemessen als AOX) aus der CP-Behandlung genügte die bisherige Emulsionsspaltanlage den Anforderungen nicht mehr. Deshalb wurde im Oktober 1989 die alte Abwasserreinigungsanlage — unter Beibehaltung des Prinzips der chemischen Spaltung — durch eine neue, mechanisch-chemisch-physikalischbiologisch (MCPB) arbeitende Anlage mit integrierter Abluftbehandlung ersetzt (Abb. 5.3.5; BITTNER et al., 1990).

1197. Die hinzugekommene biologische Stufe besteht aus einem zweistufigen aeroben biologischen Abbau. Jede Stufe umfaßt Belebungs und Nachklärbecken. Während das Abwasser aus konventionellen CP-Anlagen zur Behandlung organisch belasteter Abfälle noch CSB-Werte zwischen 3 000 mg O_2 pro Liter und 6 000 mg O_2 pro Liter aufweist, ist mit biologischer Nachbehandlung ein CSB-Wert deutlich unter 1 000 mg O_2 pro Liter zu erwarten (AMSONEIT, 1988). Die gemessen Analysewerte vor und nach der biologischen Stufe zeigt Tabelle 5.3.1. Die Werte belegen, daß diese Erwartung, zumindest im Probebetrieb, mehr als erfüllt worden ist (BITTNER et al., 1990). Die alte Abwasserreinigungsanlage konnte danach endgültig stillgelegt werden.

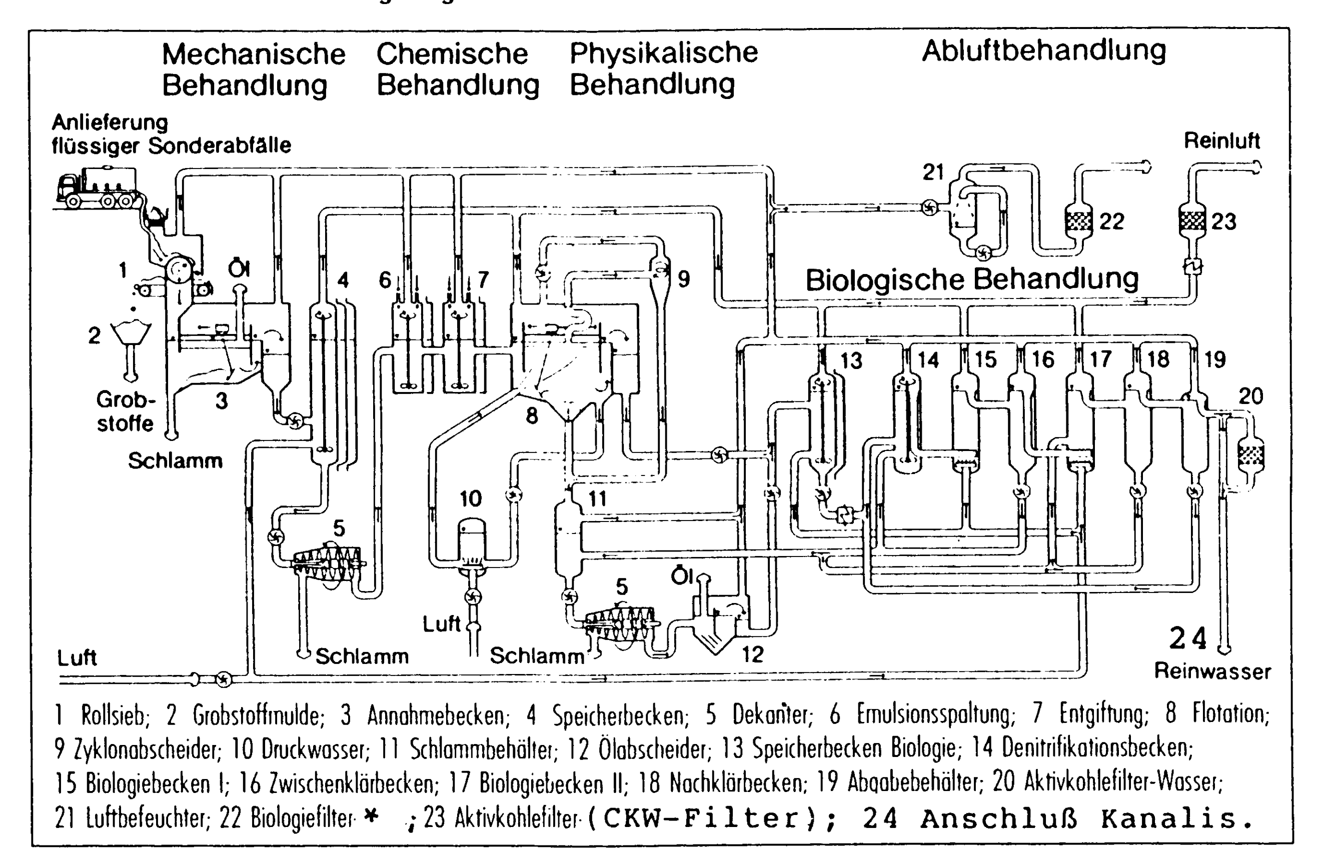
5.3.2.4.3 Zusatzanlage im Grenzbereich der organischen und anorganischen Stränge

Sickerwasser-Eindampfanlage, ZVSMM/Schwabach

1198. Kann das Ziel, eine einleitungsfähige Wasserphase zu erhalten, nicht anders erreicht werden, so muß die wäßrige Phase eingedampft, das Wasser durch Verdampfung entfrachtet werden. Zur Behandlung solcher besonderen flüssigen Sonderabfälle, die sowohl organisch als auch anorganisch stark belastet

Abbildung 5.3.5

Verfahrensschema der im Oktober 1989 in Betrieb genommenen neuen „MCPB"-Behandlungsanlage für wäßrige organische Sonderabfälle des ZVSMM in Schwabach



* Biofilter zur Desodorierung der Abluft bzw. zur Abscheidung bioabbaubarer Stoffe (VDI 3477 Entwurf)

Quelle: BITTNER et al., 1990, ergänzt

und biologisch schwer bzw. nicht abbaubar sind, wurden Eindampfanlagen konzipiert. Eindampfanlagen können auch Membranfilteranlagen, z. B. Umkehrosmoseanlagen, zur Vorkonzentrierung vorgeschaltet werden (Abschn. 5.3.3.1; KOLLBACH et al., 1989; SEYFRIED und THEILEN, 1990). Durch eine solche Verdampfung kann eine Belastung des Vorfluters durch zusätzliche Chemikalien umgangen werden (von BECKERATH, 1989; LEONHARD, 1990).

Abbildung 5.3.6 zeigt das Verfahrensschema dieser Anlage. Eine großtechnische Anlage zur Eindampfung von Sickerwasser aus Sonderabfalldeponien und anderen, insbesondere salzbelasteten Sonderabfällen, wurde in Betrieb genommen (von BECKERATH, 1986).

Die Sickerwasserbehandlung stellt einen Sonderbereich der Abwasserbehandlung dar und ist somit nicht Thema dieses Sondergutachtens; auf das umfangreiche Schrifttum wird verwiesen (EHRIG, 1987; MATTHES, 1988; RUDOLPH et al., 1988; TABASARAN und THOMANETZ, 1987; UBA, 1987). Wegen der Möglichkeit der Mitbehandlung anderer wäßriger Abfälle wird hier auf die Darstellung der Sickerwassereindampfungsanlage nicht verzichtet.

1199. Die Sickerwassereindampfanlage ist als zweistufiger Zwangsumlaufverdampfer — mit vorgeschaltetem Ölabscheider und einer Ammoniakstripperkolonne und nachgeschaltetem Brüdenkondensator — konzipiert, der nach Zugabe von Natronlauge im alkalischen Bereich betrieben wird. Das ausgetriebene Ammoniakgas wird mit Schwefelsäure zu Ammoniumsulfat umgesetzt und an einen Verwerter kostenlos abgegeben. Die meisten organischen Rückstände der thermischen Spaltung, z. B. Öle, leichtflüchtige Kohlen- und Chlorkohlenwasserstoffe und sonstige Leichtstoffe, werden der Verbrennungsanlage zugeführt. Der beschriebene Aufwand ist notwendig, um innerbetriebliches Brauchwasser guter Qualität aus dem stark belasteten Sickerwasser zu erzeugen. Die Korrosionsprobleme haben sich durch den sehr kostenträchtigen Einsatz des Sonderwerkstoffes „Hastelloy", einer speziellen Nickellegierung, beherrschen lassen.

Durch die Verdampfung wird Sickerwasser in das Destillat Brauchwasser und den Eindampfrückstand (bestehend vorwiegend aus anorganischen und eventuell organischen Natriumsalzen) zerlegt. Die Beseitigung der Salzrückstände ist noch nicht befriedigend gelöst (AMSONEIT, 1988). Nach Auffassung des Rates soll-

Tabelle 5.3.1

Auslegungs-, Genehmigungs- und Meßwerte vor und nach der biologischen Stufe in der neuen „MCPB"-Behandlungsanlage für wäßrige organische Sonderabfälle des ZVSMM in Schwabach

		Auslegungs-, Genehmigungs- und Meßwerte		
		vor Behandlung	nach Behandlung	
Parameter	Einheit	Auslegung	Sollwert Genehmigung	Istwert (Praxis-Mittelwerte November 89)
pH-Wert		7—9	6,5—10,0	7,7
absetzbare Stoffe	mg/l	10 000—100 000	0,3 ml/l	0,3 ml/l
Kohlenwasserstoffe	mg/l	100—1 000	10	4,6
Phenole	mg/l	5—50	5	0,36
CSB	mg O_2/l	2 500—10 000	900	283
BSB_5	mg O_2/l	1 200—5 000	100	26
AOX	mg/l	5—50	1	0,5
POX	mg/l	—	0,1	0,07
Sulfid	mg/l	—	1	—
Nitrit	mg/l	5—25	5	1,8
Chlor	mg/l	—	0,1	<0,1
Cyanid	mg/l	0,03—5	0,1	0,013
Chromat	mg/l	0,01	0,1	<0,01
Ammonium	mg/l	300—800	200	76
Zink	mg/l	1—5	1	0,11
Blei	mg/l	1—2	0,5	<0,2
Chrom	mg/l	0,1—3	0,5	0,01
Chromat-Chrom	mg/l	—	0,1	<0,01
Cadmium	mg/l	0,1—1	0,1	<0,1
Kupfer	mg/l	0,1—2,5	0,5	<0,1
Nickel	mg/l	1,5—10	0,5	<0,5 *)
Quecksilber	mg/l	—	0,05	0,0008
Arsen	mg/l	—	0,1	<0,002

*) komplexgebunden

Quelle: nach BITTNER et al., 1990

ten sie entweder verwertet oder unter Tage deponiert werden.

5.3.2.4.4 Weitere Anlagenbeispiele

Verwertung von Buntmetallhydroxidschlämmen

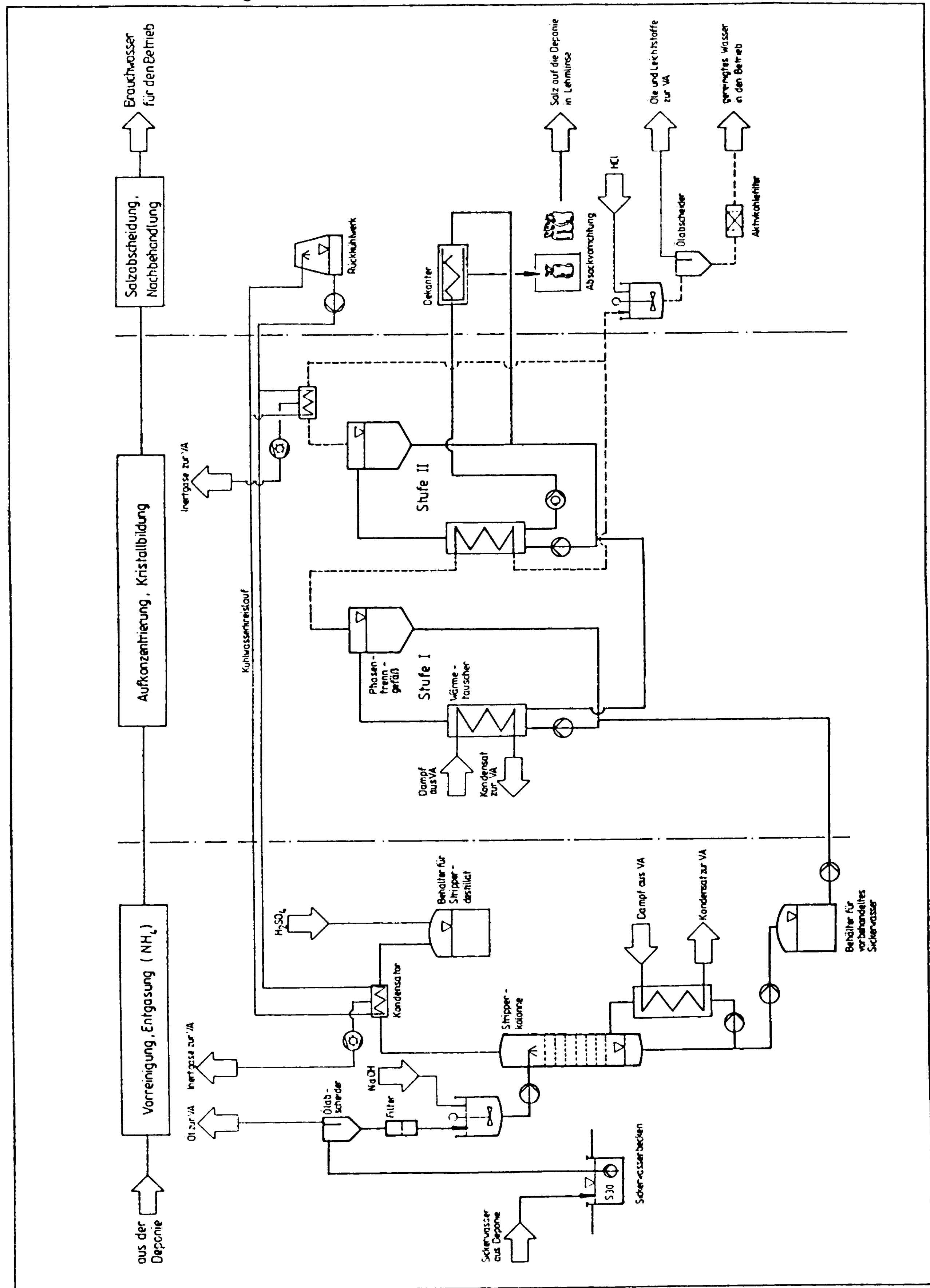
1200. Wie in Kapitel 2.1 ausgeführt, haben chemisch-physikalische Behandlungsmethoden ein grundsätzliches Potential für die Verwertung. Die buntmetallhaltigen Hydroxidschlämme, die aus vielen Galvanikbetrieben an die CP-Behandlungsanlagen abgegeben werden, könnten — anstelle der üblichen „Entgiftung" (Abb. 5.3.3) mit anschließender Deponierung des Filterkuchens — zu verhüttungsfähigen Produkten umgesetzt werden, wenn es gelingt, aus ihnen Monometallschlämme zu erzeugen.

Um dieses Ziel zu erreichen, laufen entsprechende Forschungsvorhaben. Die angelieferten Hydroxidschlämme sollen in einem neuen Prozeß nach dem Prinzip der fraktionierten Flüssig-Flüssig-Solventextraktion aufgetrennt und aufkonzentriert werden. Abbildung 5.3.7 a zeigt das Blockschema des Gesamtprozesses, Abbildung 5.3.7 b den Ablauf der fraktionierten Solventextraktion (AMSONEIT, 1988 und 1989; KNOBLAUCH, 1989).

Neben der Erzeugung martkfähiger Sekundärrohstoffe ist das Ziel der Maßnahme, einen inerten, keine löslichen Schwermetalle und Salze enthaltenden Rückstand mit um 60 bis 80 % geringerem Volumen als das Ausgangsmaterial zu erzeugen. Die Buntmetalle gehen zu 90 bis 100 % in Lösung, Calcium und Silicium verbleiben vorzugsweise im Rückstand. Die voraussichtlichen Behandlungskosten werden auf etwa 500 bis 900 DM/t zu entsorgendes Material, trotz

Abbildung 5.3.6

Verfahrensschema der Eindampfanlage zur thermischen Spaltung von anorganisch und organisch stark belasteten wäßrigen Abfällen („Sickerwassereindampfanlage") des ZVSMM in Schwabach



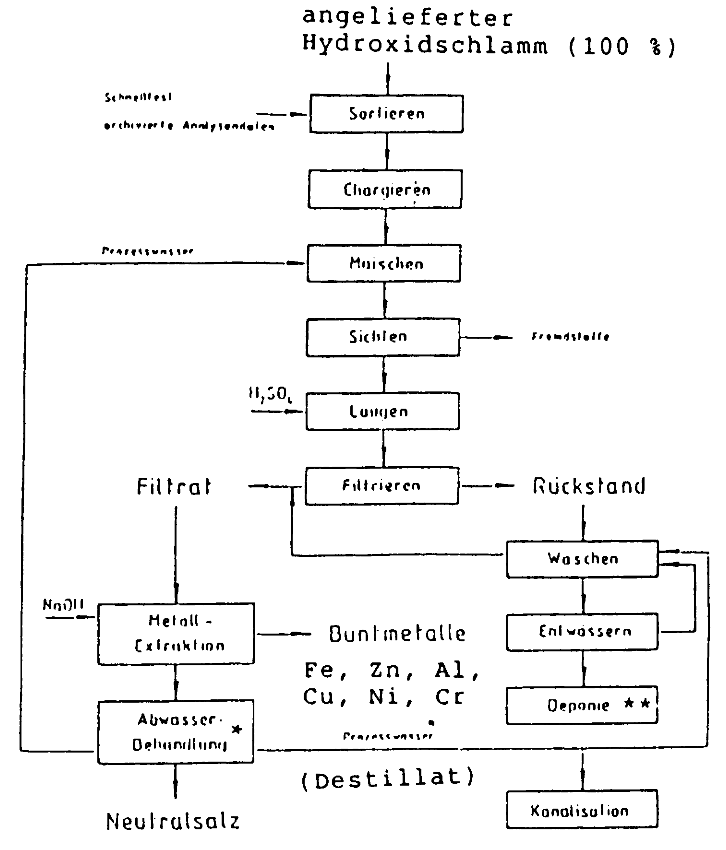
Legende: VA = Verbrennungsanlage

Quelle: AMSONEIT, 1988

Verfahrensblockschema des Verwertungsprozesses für Buntmetallhydroxidschlämme

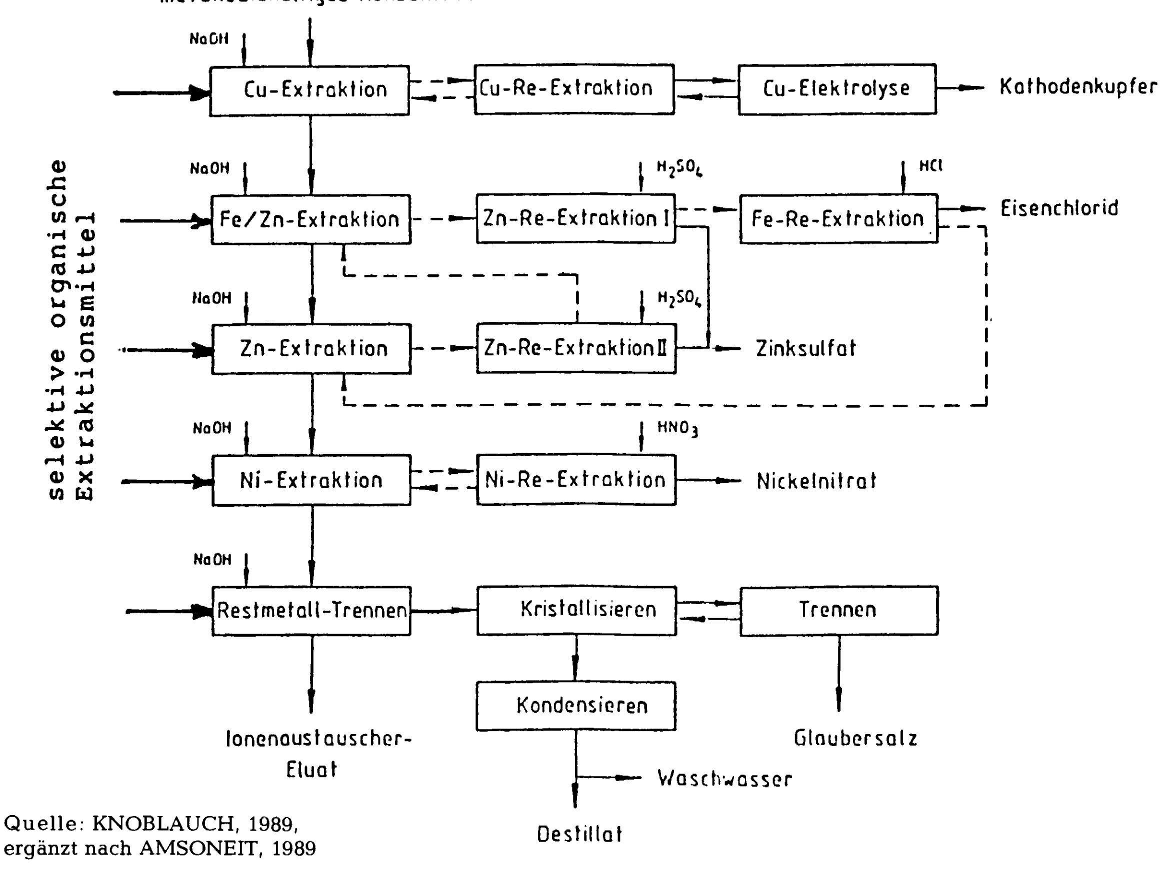
Abbildung 5.3.7

a) Gesamtprozeß



Legende: * Ionenaustauscher, Eindampfung ** 20 bis 40 %
Quelle: AMSONEIT, 1988, ergänzt nach AMSONEIT, 1989

b) fraktionierte Solventextraktion mit verschiedenen selektiven organischen Extraktionsmitteln



Quelle: KNOBLAUCH, 1989, ergänzt nach AMSONEIT, 1989

der Erlöse für die Sekundärrohstoffe, geschätzt. Der Prozeß setzt allerdings sehr geringe Chrom- und Cadmiumgehalte voraus, wodurch den Bemühungen um eine Separierung dieser Stoffe bereits beim Abfallerzeuger eine hohe Bedeutung zukommt. Die zusätzlichen Kosten solcher Separierungsmaßnahmen belaufen sich im Mittel auf rund 300 DM/t chromarmen Schlammes, wobei Abweichungen nach oben und unten auftreten (KNOBLAUCH, 1989 nach BISCHOF und BÖHM, 1986).

Das Verfahren wurde bisher im Labormaßstab realisiert. 1990 wurde mit dem Bau einer Pilotanlage begonnen, in der die Erzeugung verkaufsfähiger Monometallkonzentrate demonstriert werden soll. Ob die Vorteile einer Chromseparierung für die Wiederaufarbeitung die vom Abfallerzeuger zu tragenden Kosten und die mit der Umsetzung des Konzeptes in die Praxis verbundenen organisatorischen Probleme rechtfertigen, wird ein Arbeitsschwerpunkt des Forschungsvorhabens sein (KNOBLAUCH, 1989).

Weitere Ausführungen zu den neuen Verwertungstechniken in der Galvanik finden sich in Abschnitt 4.5.1.3.1.

Behandlung organisch gering belasteter Suspensionen und Schlämme

1201. Suspensionen und Schlämme aus Autoservice- und -waschstationen, die nicht mehr als 1 % Öl und Fett sowie 100 mg/l CKW enthalten, können im anorganischen Anlagenstrang der HIM in Frankfurt a. M. mittels adsorptiver Mitfällung (Inklusion) behandelt werden. Durch Zugabe von Eisenchloriden und deren Fällung als Eisen (II)- oder Eisen (III)-Hydroxid werden die öligen Bestandteile gering belasteter wäßriger Abfälle in diesen Hydroxidschlamm adsorptiv eingebunden.

Nach den schlammbildenden Reaktionen (Abschn. 5.3.3.2) erfolgt die Schlammentwässerung in den Rundeindickern (Vorentwässerung) und in den Kammerfilterpressen. Der abgepreßte Filterkuchen wird in Containern zur oberirdischen Sonderabfalldeponie gefahren. Das aus den Kammerfilterpressen abfließende Filtrat wird in Stapelbehältern gesammelt und analytisch auf die Ableitbarkeit untersucht. Entspricht ein Wert nicht den geforderten Grenzwerten, so wird das Filtrat wieder in die Anlage zurückgeleitet und einer erneuten Behandlung unterzogen (HIM, 1989). Die Mitfällungsanlage ist in die übrigen Betriebsabläufe der CP-Anlage Frankfurt a. M. integriert. Die adsorptive Bindung zerstört die organische Masse jedoch nicht.

Abbildung 5.3.8 zeigt das Verfahrensschema der Anlage in Frankfurt a. M.

Hinsichtlich der Deponiefähigkeit gelten bisher die von der betreffenden Deponie gestellten Bedingungen (Richtwerte) für die chemische Zusammensetzung und für die Löslichkeit; für inländische Deponien werden zukünftig die Zuordnungskriterien der TA Abfall, Teil 1 (Anhang D) gelten. Das in die städtische Kanalisation abgegebene Filtrat muß den Einleitebedingungen gemäß der Satzung der Stadt Frankfurt a. M. entsprechen (Tab. 5.3.2).

5.3.2.5 Bewertung der Praxis der chemisch-physikalischen Behandlung von Sonderabfällen

1202. Die vorangehenden Verfahrensschaubilder zeigen, daß eine CP-Behandlungsanlage eine „Abfallfabrik" ist, die Produkte ganz bestimmter Qualität zu erzeugen hat. Dies bedeutet, daß in der Abfallbehandlung an die eingesetzte Technik die gleichen Anforderungen wie bei der Produktion von Gütern zu stellen sind. Das gleiche gilt für Ausbildungsstandard des in der Abfallbehandlung tätigen Personals, und dies um so mehr, je intensiver der Verwertungsaspekt beachtet werden soll.

1203. Derzeit produzieren die chemisch-physikalischen Anlagen überwiegend Schlämme für eine oberirdische Ablagerung in einer Sonderabfalldeponie. Die Schlammbildung erhöht in der Regel die zu deponierende Abfallmenge, aber auch die Salzfracht des abzugebenden Abwassers wesentlich. Bei dieser Mengenzunahme ist offensichtlich von einer Abnahme der Umweltgefährdung durch Entgiftung, Neutralisation, Einbindung und Verdünnung ausgegangen worden. Mit der Verknappung der Ressource Deponie und mit der generellen Verschärfung der Abfall- und Abwasserqualitätsstandards muß die oben beschriebene Praxis der CP-Behandlung kritisch überprüft werden.

1204. Die berechtigterweise angehobenen Anforderungen an die Deponierbarkeit von Sonderabfällen werden dies noch verstärken und manche heute üblichen Verfahren ausschließen. Beispielsweise stellen adsorptiv gebundene Öle im Hinblick auf die unübersehbaren Reaktionsmöglichkeiten in einer Deponie oder eingebundene Schwermetalle (FRANCIS und DODGE, 1990) im Hinblick auf mögliche Remobilisierung langfristig Quellen unerwünschter Umweltauswirkungen dar.

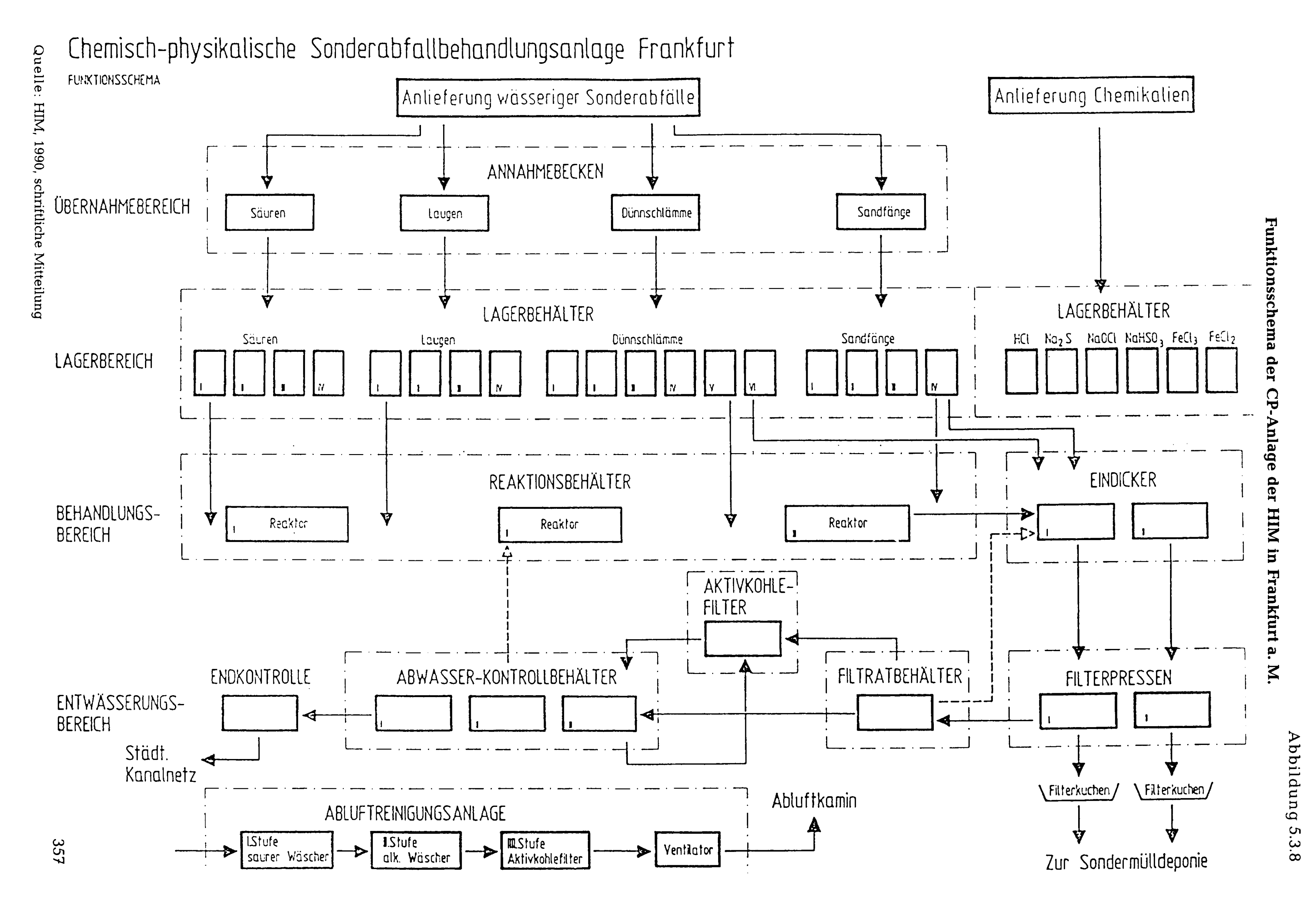
5.3.3 Verfahrenserläuterungen

1205. Alle chemisch-physikalischen Verfahren setzen sich aus einer Reihe sogenannter Grundoperationen zusammen. Häufig werden diese Grundoperationen, die prinzipiell stoffunabhängig sind, in Operationen zur Stoffvereinigung (wie Mischen, Rühren, Lösen) und Operationen zur Stofftrennung (wie mechanisch: Filtrieren; thermisch: Verdampfen, Rektifizieren) gegliedert. Die Grundoperationen sind in den leicht zugänglichen Standardwerken der Verfahrenstechnik ausführlich beschrieben (GRASSMANN, 1983; GRASSMANN und WIDMER, 1974; ULLMANNs Encyklopädie, 1972; VAUCK und MÜLLER, 1988). Neueste Entwicklungen auf dem Gebiet der Trenntechnik sind allerdings in diesen Standardwerken noch nicht enthalten.

Damit eine chemische Reaktion in einem chemischen Reaktor durchgeführt werden kann, ist zuvor durch eine geeignete Grundoperation eine Stoffvereinigung

Abbildung 5.3.8

Funktionsschema der CP-Anlage der HIM in Frankfurt a. M.



Quelle: HIM, 1990, schriftliche Mitteilung

Tabelle 5.3.2

Einleitebedingungen der Stadt Frankfurt für die CP-Anlage der HIM in Frankfurt a. M.

Analyse	Grenzwert	Analyse	Grenzwert
Temperatur	35 °C	Arsen	0,1 mg/l
pH-Wert	6,0—9,5	Blei	2,0 mg/l
Absetzbare Stoffe	1,0 ml/l	Cadmium	0,5 mg/l
Org. Lsgm.	10,0 mg/l	Chrom	2,0 mg/l
Halog. K. W.	5,0 mg/l	Eisen	20,0 mg/l
Mineral. Öle/Fette	20,0 mg/l	Kupfer	2,0 mg/l
Organ. Öle/Fette	50,0 mg/l	Nickel	3,0 mg/l
Phenole, gesamt	20,0 mg/l	Quecksilber	0,05 mg/l
Cyanide, leicht freisetzbar	0,2 mg/l	Selen	1,0 mg/l
Cyanide, gesamt	5,0 mg/l	Silber	2,0 mg/l
Sulfate	1 500,0 mg/l	Zink	5,0 mg/l
Chromate	Spuren	Zinn	3,0 mg/l

Quelle: HIM, 1990, schriftliche Mitteilung

— Vereinigung der Eingangsstoffe — und nach Durchführung der Reaktion eine Stofftrennung notwendig, d. h. eine Trennung der Haupt- und Nebenprodukte sowie der Hilfsstoffe.

Es sei nochmals angemerkt, daß sich die Verfahren zur Abfallbehandlung im Grundsatz von den Verfahren zur Produktherstellung nicht unterscheiden. Alle Erkenntnisse bei beiden Aufgabenstellungen sind beliebig austauschbar. Die chemischen Reaktionen, die für die Abfallbehandlung besonders häufig eingesetzt werden, sind in der Literatur ausführlich beschrieben (MARTINETZ, 1986a; MÜLLER et al., 1986; THOMANETZ, 1987; ULLMANNs Encyklopädie 1981).

5.3.3.1 Physikalische Trennverfahren

1206. Die in diesem Kapitel beschriebenen chemischen Prozesse bewirken Stoffumwandlungen, denen in den meisten Fällen physikalische Trennschritte folgen müssen. Darüber hinaus können aber Trennverfahren auf rein physikalischem Prinzip zur Auftrennung komplexer Abfallstoffgemische eingesetzt werden. Es gibt einige Grundoperationen, wie beispielsweise Extraktion, Adsorption und Flotation, die als Stofftrennverfahren konzipiert sind, bei denen jedoch chemische Hilfsstoffe in großem Umfang verwendet werden und bei deren Durchführung gleichzeitig stoffwandelnde Prozesse eintreten.

1207. Durch die mehrstufige Kombination von Chemikalienzugabe, d. h. chemische Reaktion mit den Abfallkomponenten sowie Hilfsstoffwirkung, und von physikalischen Trennverfahren sollen die Abfallmatrizes — vor allem Wasser — entgiftet und entfrachtet werden (Abschn. 5.3.2.1; von BECKERATH, 1989; EGGERSDORFER et al., 1989; NYLAND, 1989). Dabei bedient man sich folgender physikalischer Trennverfahren:

- Strippen
- Abschöpfen (Skimmen) von Ölen und sonstigen Leichtstoffen, z. B. Flotaten
- Flotation (Aufschwimmen), bei Bedarf unter Zugabe chemisch wirkender Hilfsmittel
- Schlammentwässerung
- Eindampfung
  - zur Emulsionstrennung (Endprodukte: Öl, Wasser)
  - zur Aufkonzentrierung von Ablaugen und Salzlösungen (Endprodukte: Konzentrat/Kristallisat, Wasser)
- Elektrokoagulation (Emulsionsspaltung in elektrischem Feld)
- Extraktion mit rein physikalisch wirkenden Lösemitteln (Solvent-Extraktion)
- Membrantrennverfahren in Form von
  - Mikrofiltration
  - Ultrafiltration, Nanofiltration
  - Umkehrosmose
  - Elektrodialyse
  - Gastrennung
  - Pervaporation
  - Membrandestillation
- Adsorption (Adsorbenzien: Aktivkohle, Adsorberharz, Molekularsiebe).

Bei den nachfolgend aufgezählten Verfahren handelt es sich um Grenzfälle zwischen physikalischen und chemischen Verfahren, weil Stoffwandlungen herbeigeführt werden:

- Extraktion mit chemisch wirkenden Extraktionsmitteln
  - Fest-Flüssig-Extraktion („Laugung")
  - Solventextraktion mit flüssigen organischen Ionenaustauschern
  - Flüssig-Membran-Permeation
- Elektrolyse (elektrochemisches Trennverfahren)
- Ionenaustausch (mit immobilisierten Reagenzien, z. B. Ionenaustauscherharzen).

1208. Insbesondere bei den Membrantrennverfahren wurden in den letzten Jahren so gravierende Fortschritte erreicht, daß einige ihrer Ausführungsformen als Stand der Technik gelten und Eingang in die TA Abfall fanden (Nr. 8.3.1.2 TA Abfall, Teil 1). In künftigen chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen kommt diesen Verfahren und den Verfahrenskombinationen eine wachsende, wahrscheinlich sogar zentrale Bedeutung zu (RAUTENBACH und DAHM, 1989).

In diesem Gutachten können die abfallspezifischen Anwendungen der aufgezählten Verfahren keineswegs erschöpfend behandelt werden. Einige punktuelle Hinweise sollen hier genügen, um ihr großes Nutzungspotential für die CP-Behandlung von Abfallstoffen anzudeuten.

Strippen

1209. Aus hochbelasteten wäßrigen Abfällen können leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe mit Luft ausgestrippt werden. Solche Abfälle entstehen z. B. beim Ablaugen von Einbrennlacken mit Methylenchlorid. Da der Grenzwert der TA Luft 1986 dies erlaubt, wird das ausgestrippte Lösemittel mit der Strippluft über Dach abgeblasen (BECK et al., 1987). Der Rat hält diese Ausnutzung des Grenzwertes der TA Luft für eine Problemverlagerung, die nicht akzeptabel ist. Nach Ansicht des Rates muß Strippluft adsorptiv nachbehandelt werden (vgl. SRU, 1987, Tz. 1106; SRU, 1989, Tz. 564).

Flotation

1210. Schwer filtrierbare Chromfällungen können mit Hilfe der Elektroflotation aufgeschwemmt und filtriert werden (KOHLER und ERNST, 1989).

Tankspülwässer (Slops) werden z. B. im Duisburger Hafen durch die sogenannte Turboflotation entölt (MESECK, 1987). Auch in der Altlastensanierung wird dieses Verfahren häufig benutzt (SRU, 1989, Abschn. 4.3.2.2.5). Die abgetrennten Flotate (Ölschlämme) müssen aufgearbeitet werden.

Membrantrennverfahren und Eindampfung

1211. Über den Stand der Membrantechnik in der Bundesrepublik haben STRATHMANN und RAUTENBACH (1987) einen Überblick gegeben. Als anerkannter Stand der Technik konnten die Mikro- und Ultrafiltration, die Umkehrosmose und die Elektrodialyse eingestuft werden. PAUL (1990) bestätigt diese Einschätzung als weiterhin gültig. Allerdings bedürfen Membrananlagen einer genauso intensiven Instandhaltung und Pflege wie Produktionsanlagen (BISCHOF und BÖHM, 1986). Membranverfahren werden zunehmend in Kombination mit anderen Verfahren, vor allem mit der Eindampfung, in Gesamtkonzepten zur „Totalentsorgung" vorgeschlagen (PAUL, 1984; RAUTENBACH und DAHM, 1989) und großtechnisch eingesetzt (BERGER und HEYBACH, 1984; BRUINSMA und FYTSEMA, 1990; DAHM et al. (1990); DENGLER, 1989; EGGERSDORFER et al., 1989; KOLLBACH et al., 1988; KOLLBACH et al., 1989; RUDOLPH et al., 1988; SEYFRIED und THEILEN, 1990; STAAB (1990); Umweltmagazin, 1990).

Die Schwerpunkte des Einsatzgebietes dieser Verfahren liegen bei den hochbelasteten flüssigen Sonderabfällen der Metallverarbeitung und Oberflächenbehandlung sowie der Textilindustrie. Abbildung 5.3.9 zeigt eine hierzu geeignete Verfahrenskombination aus der Praxis.

Adsorption

1212. Einige Anwendungsbeispiele sind bei BENDER und BÖHM (1986), MATTHES (1988), OFT (1989) und RUDOLPH et al. (1988) beschrieben. Derzeit dominiert der Einsatz von Aktivkohle und Koks, aber die organischen Adsorberharze könnten z. B. bei flüssigen Fotoabfällen eine größere Bedeutung erlangen. Weitere Adsorbenzien sind Molekularsiebe, vor allem die natürlichen Zeolithe.

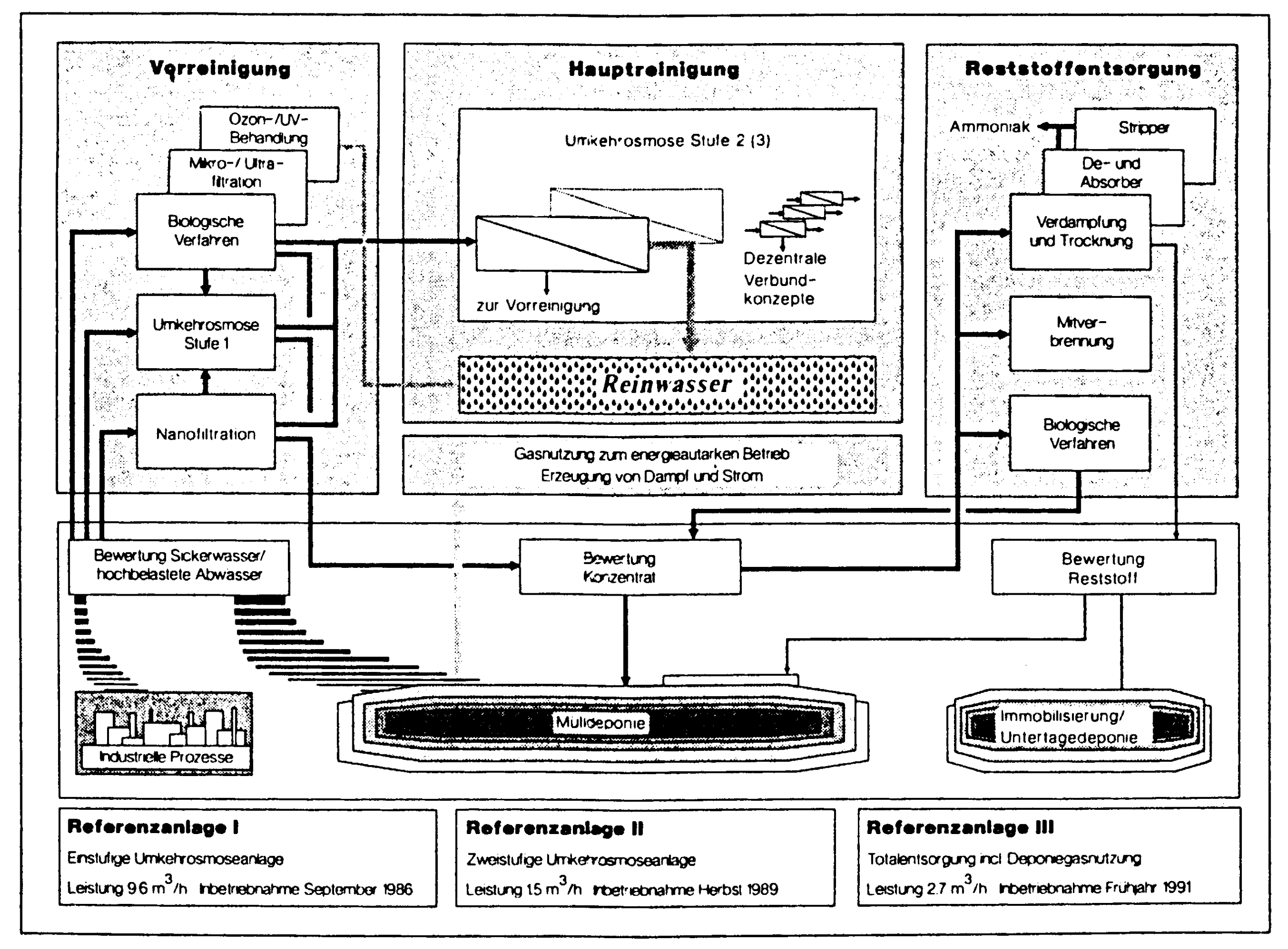
1213. Es gibt einige Grundoperationen, wie beispielsweise Extraktion, Ionenaustausch und Elektrolyse, die als physikalische Stofftrennverfahren konzipiert sind, bei denen jedoch chemische Hilfsstoffe oder Strom verwendet werden und bei deren Durchführung gleichzeitig stoffwandelnde Prozesse eintreten.

Extraktion

1214. Die Schwermetallentfrachtung von wäßrigen Abfällen aus Zinkhütten, Galvaniken, Rauchgasreinigungsanlagen sowie der Viskoseherstellung ist großtechnisch mit Hilfe chemisch wirkender Reagenzien nach der Flüssig-Membran-Permeation gelungen (MARR, 1988). Die fraktionierte Extraktion von Galvanikschlämmen (Tz. 1200), die Extraktion von Quecksilber und anderen Schwermetallen aus Sonderabfällen, die bei der Altlastensanierung anfallen (BEYER et al., 1989; SRU, 1989, Tz. 588ff.) und die chemische Dekontamination schwermetallbelasteter Bagger- und Klärschlämme (Abschn. 5.3.4.1.3) gehören ebenfalls zu den Anwendungsvarianten der Extraktion.

Abbildung 5.3.9

Verfahrenskombination aus verschiedenen chemischphysikalischen Trennverfahren



Quelle: WLB IFAT-Report, 1990

Ausschließlich physikalisch wirkende Extraktionsmittel werden selten verwendet; ein Anwendungsbeispiel ist die Extraktion von PCB aus Böden und Sedimenten mit flüssigem Propan-n-Butan-Gemisch (STALEY et al., 1990).

Ionenaustausch

1215. Ionenaustauscher können als an Trägermaterial fixierte chemische Reagenzien betrachtet werden, deren aktive Gruppen an einer natürlichen oder synthetischen Polymermatrix ionisch gebunden sind und deshalb austauschbar sind. Durch diese Eigenschaften können sie in physikalische Trennsysteme integriert werden, in denen jedoch chemische Austauschprozesse ablaufen.

Mit Hilfe geeigneter, spezieller Ionenaustauscher (Chelatharze) ist es möglich, Schwermetallionen aus verdünnten wäßrigen Abfallösungen in Ionenaustauscherharz anzureichern. Es sind Selektivaustauscher für eine Reihe von Schwermetallionen wie Kupfer, Nickel, Zink, Cadmium und Blei großtechnisch einsetzbar, wobei die Serienschaltung von je zwei Filterkolonnen empfohlen wird (NYLAND, 1989). Besondere Erwähnung verdienen die Polymerharze, die Sulfhydryl-Gruppen (-SH) enthalten. Diese sind für Quecksilber selektiv; ihre Aufnahmekapazität liegt bei 240 g Quecksilber pro Liter Harzschüttung. Das beladene Ionenaustauscherharz kann durch konzentrierte Salzsäure regeneriert werden. Dabei entstehen konzentrierte Lösungen der Schadstoffe, die Voraussetzung für die Wiedergewinnung der Metalle sind (DE JONG und REKERS, 1974 a und b).

Selektivaustauscher haben ihre Grenzen vor allem bei Anwesenheit von starken Komplexbildnern, Oxidationsmitteln sowie Calciumionen und Schwebstoffen (NYLAND, 1989). Trotz dieser Einschränkung gewinnen sie in Galvanikbetrieben zunehmend an Bedeutung. Die Regeneration von Selektivaustauschern ist weitaus schwieriger als die von Entsalzungs- und Enthärtungsaustauschern (DENGLER, 1989).

Der Einsatz von Ionenaustauschern wurde auch für die Cyanidentgiftung als ein Schritt in einem vierstufigen Verfahren vorgeschlagen (KENFIELD et al., 1988). Auch dieses Verfahren ermöglicht die Rückfüh-

rung des giftigen Wertstoffs Cyanid in den Produktionsprozeß.

Bewertung

1216. Die breite Anwendung der physikalischen Trennverfahren wird wahrscheinlich gravierende Änderungen in der CP-Behandlung sowie in den Bereichen der Verwertung, Verbrennung und Deponierung auslösen. Es wird zunehmend möglich, Verwertungsprozesse einerseits in die Abfallerzeugerbetriebe vorzuverlagern, wie es bei der Oberflächenbehandlung bereits geschieht. Andererseits werden mehr und mehr Salzkonzentrate und andere Eindampfkristallisate erzeugt, die zum Teil verwertet, zum Teil aber nur unter Tage abgelagert werden können, anstelle der bisher obertägig ablagerungsfähigen Filterkuchen. Dadurch entsteht ein Mehrbedarf an Untertagedeponiekapazität, der bei Planungen berücksichtigt werden muß. Schließlich werden aus Emulsionen und sonstigen Öl-Wasser-Gemischen die reinen Ölphasen abgetrennt, die in Sonderabfallverbrennungsanlagen oder in Anlagen nach der 17. BImSchV verbrannt werden können anstelle der bisher oft üblichen Inklusion der Öle in Eisenhydroxidschlämmen. Dies entspricht einer alten Forderung von SUTTER (1987) und der neuen TA Abfall, Teil 1.

Der Rat empfiehlt eine stärkere Nutzung von kombinierten Abfallbehandlungstechniken. Er sieht hierin den Weg zur „Abfallfabrik der Zukunft", in der die Verwertung der erzeugten Produkte im Vordergrund steht.

5.3.3.2 Überwiegend chemische Behandlungsschritte

1217. Unter der Vielzahl chemischer Reaktionen haben einige wenige bei der Behandlung überwiegend wäßriger Sonderabfälle überragende Bedeutung erlangt, deren Durchführung in den CP-Behandlungsanlagen ständig gewährleistet ist:

- Neutralisations- und Fällungsreaktionen, insbesondere als
  - Hydroxidfällung
  - Karbonatfällung
  - Sulfidfällung
  - Phosphatfällung
  - Oxidations- und Produktionsreaktionen.

Wegen der Komplexität der zu behandelnden Abfallgemische und -lösungen treten Neutralisations- und Fällungsreaktionen fast immer vermengt auf.

Zur Vorbereitung von Fällungsreaktionen als Vorstufe einer Stofftrennung, z. B. durch Filtration, aber auch zur „Entgiftung" bestimmter Abfallkomponenten werden außerdem folgende Redoxireaktionen durchgeführt:

- Oxidation mittels
  - Chlor („Aktivchlor" oder „Bleichlauge" genanntes Natriumhypochlorit)
  - Wasserstoffperoxid
  - Ozon
  - Sauerstoff
  - Elektrolyse (anodische Oxidation)
- Reduktion mittels
  - Natriumhydrogensulfit
  - Eisen (II)-Salz
  - Elektrolyse (kathodische Reduktion).

5.3.3.2.1 Chemisches Lösen

1218. Aus der Fülle der möglichen Reaktionen werden die chemische Entzinnung von Weißblechschrott und die Schwermetallextraktion erwähnt. Bei diesen Prozessen (Tz. 1207 und 1214) bewirken chemische Reagenzien den Stoffübergang.

Bei der Entzinnung von Weißblechschrott handelt es sich um eine Ablaugung. Dabei wird Zinn in Natronlauge mittels chemischer oder elektrochemischer Oxidation zu Stannat gelöst. Aus der Stannatlösung wird das Feinzinn elektrochemisch abgeschieden (Reduktion). Zweck der Entzinnung ist sowohl die Erzielung besserer Stahlqualitäten aus dem Schrott durch das Entfernen eines Störstoffs als auch die Rückführung von Zinn in den Wirtschaftskreislauf.

Bei der Laugung von Schwermetallen aus Abfällen oder deren Umwandlungsprodukten werden die Schwermetallionen aus den schwerlöslichen Verbindungen in Lösung gebracht. Für diese Fest-Flüssig-Extraktionsprozesse werden normalerweise starke verdünnte Mineralsäuren verwendet (Abschn. 5.3.4.1.3). Aus den sauren Lösungen können die Schwermetallverbindungen durch Fällung abgeschieden werden.

5.3.3.2.2 Neutralisations- und Fällungsprozesse

1219. Neutralisationsprozesse dienen der Einstellung vorgeschriebener pH-Werte. Häufig (bei sauren Lösungen) führen sie zur Ausfällung von Hydroxiden und basischen Salzen („Neutralisationsfällung"). Der Neutralisation sind weitere Schritte wie Membrantrennung und/oder Eindampfung bzw. Flockung, Flotation und Filtration nachzuschalten. Da an der „Konditionierung" von Abfällen häufig auch Neutralisationsprozesse beteiligt sind, wird auf Abschnitt 5.3.4.3 verwiesen.

Neutralisationsreaktionen

1220. Wäßrige Lösungen sind wie das Wasser selbst neutral, wenn die Konzentration an den Hydroxylionen und Protonen (Wasserstoffionen) gleich groß sind. Bei einem Überschuß von Protonen ist eine Lösung sauer, bei einem Überschuß von Hydroxylionen ist

eine Lösung basisch. Die Neutralisation besteht darin, daß Protonen und Hydroxylionen zu undissoziiertem Wasser zusammentreten. Das Ausmaß der Dissoziation des Wassers ist eine Stoffkonstante und nur äußerst wenig durch Druck und Temperatur beeinflußbar. Auch im neutralen Wasser können anorganische Stoffe gelöst sein. Fast immer handelt es sich um Salze, die im Wasser in Ionen, Kationen und Anionen, dissoziiert vorliegen. Kationen- und Anionen-Kombinationen haben eine charakteristische (nicht beeinflußbare) maximale Größe des Produktes ihrer Konzentrationen (Löslichkeitsprodukt, Tz. 1222).

1221. Da Ionen nicht frei zugesetzt werden können, sondern immer nur durch Lösungen, die eine entsprechende Anzahl von Gegenionen enthalten, sind Neutralisationen und auch Fällungen mit Aufsalzungen verbunden, d. h., es werden beispielsweise Schwermetallionen entfernt um den Preis, daß Alkaliionen zugeführt werden und in der Lösung verbleiben. Für die Neutralisation basischer wäßriger Abfallösungen, z. B. Abfallaugen, werden Schwefel- und Salzsäure eingesetzt. Die Sulfatkonzentration soll aus Korrosionsgründen nicht über 300 mg/l, die Chloridkonzentration nicht über 500 mg/l steigen (MARTINETZ, 1986 a).

Auch Kohlendioxid kann zur Neutralisation von basischen wäßrigen Abfallösungen verwendet werden. Dies hat den Vorteil, daß relativ umweltverträgliche Salze mit einer hohen Pufferkapazität gebildet werden, so daß schon etwa 80 % der theoretischen Menge ausreichen, um den gewünschten pH-Wert einzustellen. Die Neutralisationswärme erhöht die Temperatur einer 1%igen Lauge bei Verwendung von Kohlendioxid nur um 4 °C.

Da Verbrennungsgase in der Regel über 10 Vol.-% Kohlendioxid (CO_2) enthalten, können auch sie zur Neutralisation verwendet werden. Die CO_2 liefernden Rauchgase erfahren bei der Durchleitung auch eine Reinigung von Schwebeteilchen. Diese Schwebstoffe gelangen in den Filterkuchen der Neutralisationsfällung und werden mitdeponiert.

Die chemischen Gleichungen der Neutralisation sowie die üblichen Apparateausführungen finden sich z. B. bei MARTINETZ (1986 a).

Fällungsreaktionen

1222. Fällungsreaktionen führen zur vorübergehenden Immobilisierung gelöster anorganischer Abfallkomponenten (z. B. von Schwermetallionen, aber auch von Phosphaten); sie sollten möglichst vor Zufügung weiterer (ggf. komplexierender) Komponenten durchgeführt werden. Das Ausmaß der erreichbaren Fällung wird durch das Löslichkeitsprodukt der salzbildenden Ionen beschrieben.

Wird dieses Produkt überschritten, so tritt Fällung ein. Die Kunst, ein bestimmtes Ion durch Fällung zu entfernen, besteht also darin, ein Gegenion zu finden, das mit dem ursprünglichen Ion ein möglichst kleines maximales Ionenprodukt (Löslichkeitsprodukt) hat. Bei Zusatz dieses Ions tritt dieses mit dem zu entfernenden, sobald das Löslichkeitsprodukt erreicht ist, zum unlöslichen Niederschlag zusammen. Es liegt in der Natur eines konstanten Ionenproduktes, daß die Vergrößerung des einen Faktors eine Verkleinerung des anderen Faktors bewirkt, d. h., ein Überschuß des Fällungsmittels vermindert die in der Lösung verbleibende Restkonzentration des zu entfernden Ions, es sei denn, es findet eine erneute Lösung anfänglich gebildeter Niederschläge unter Komplexbildung statt. Solche löslichen Komplexe sind z. B. für Zink bekannt (Zinkatbildung).

1223. Eine absolut vollständige Fällung von Ionen ist naturgesetzlich ausgeschlossen (RÖMPP, 1983, Bd. 3, S. 2391). Löslichkeitsprodukte und das Ausmaß der Fällung in Abhängigkeit vom pH-Wert sind in Tabellen in Monographien (MARTINETZ, 1981 und 1986 a) und in Tabellenwerken (z. B. Handbook of Chemistry and Physics, 1984) zu finden.

Über die gut erforschten Verhältnisse in wäßrigen Lösungen und die gegenseitige Beeinflussung der Komponenten informieren die Lehrbücher der qualitativen und quantitativen anorganischen Analyse (z. B. bei DICKERSON und GEIS). Auch eine Kürzesteinführung würde den Rahmen dieser Darstellung sprengen, jedoch sind die Fällungsbedingungen und die gegenseitige Beeinflussung verschiedener Fällungen bei der chemisch-physikalischen Abfallbehandlung sorgfältig zu bedenken.

1224. Wegen der erwähnten gegenseitigen Beeinflussung verschiedener Komponenten (Mischfällung, Komplexbildung) ist es notwendig, in Vorversuchen den Neutralisations- und Fällungsvorgang potentiometrisch zu verfolgen, um das Ausmaß der Fällung festzustellen und zu dokumentieren. Abbildung 5.3.10 gibt ein Beispiel einer solchen potentiometrischen Dokumentation.

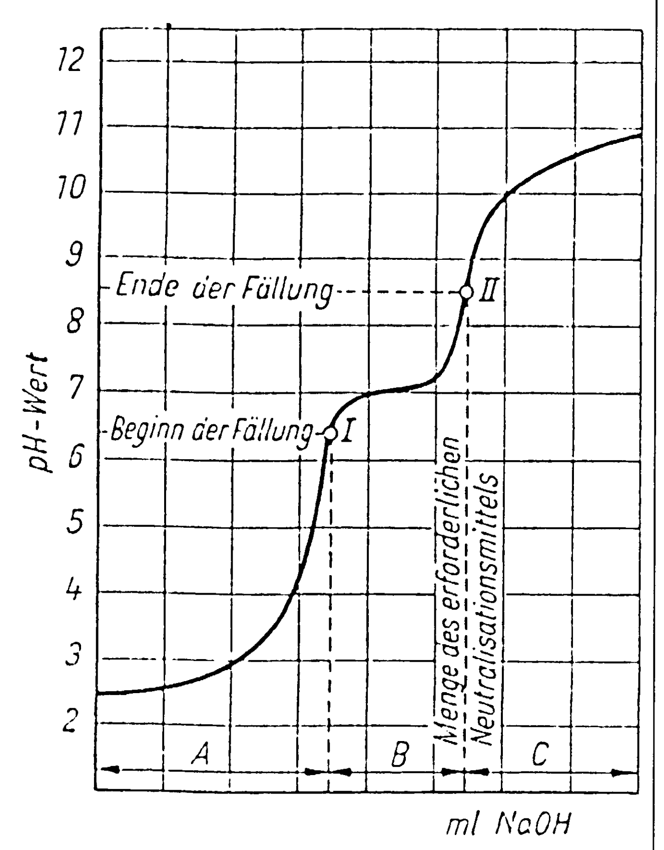
Zu einer cadmiumsalzhaltigen, sauren Probe wurde unter potentiometrischer Kontrolle Natronlauge zugefügt. Zuerst wird die Natronlauge zur Neutralisation verbraucht (A). Kurz vor dem Neutralpunkt beginnt die Ausfällung von Cadmiumhydroxid; es findet fast keine Erhöhung des pH-Wertes statt, weil alle zugefügten Hydroxylionen für die Bildung von Cadmiumhydroxid verbraucht werden (B). Erst beim Vollständigwerden der Fällung führt die weitere Zufuhr von Hydroxylionen zur Erhöhung des pH-Wertes (C).

1225. Durch Benutzung von Kalkmilch als Fällungsreagenz anstelle von Natronlauge wird die Bildung löslicher Zinkate (Tz. 1222) vermieden, da Calciumtetrahydroxozinkat, $Ca[Zn(OH)_4]$, unlöslich ist. Bei sulfathaltigen Abfallösungen ist die Mitfällung von Calciumsulfat (Gips) und Bleisulfat zu bedenken.

Manchmal können gezielt zugesetzte Komplexbildner, die als Hilfsstoffe in der Galvanik häufig Metallionen in Lösung halten, durch Chlorierung oxidativ zerstört werden, jedoch gibt es keine gängigen Methoden, um Komplexbildner wie Ethylendiamin, Triethanolamin, EDTA, Zitronensäure oder Weinsäure oxidativ zu zerstören. Über die Problematik von Komplexbildnern in der Metallindustrie (Galvanik) gibt ROSSWAG (1989) einen aktuellen Überblick.

Abbildung 5.3.10

Schema der Titrationskurve einer Neutralisationsfällung (Titration einer sauren Schwermetallösung mit Natronlauge)



Legende: A = Laugenmenge zur Neutralisation der vorhandenen Mineralsäure
B = Laugenmenge zur Fällung
C = weitere Laugenzugabe ohne Fällungseffekt

Quelle: MARTINETZ, 1981

Mit Soda können Schwermetalle auch als Karbonate gefällt werden. Allgemeiner Vorzug der Karbonatfällung ist die kristalline Konsistenz und dadurch gute Filtrierbarkeit der Niederschläge. Allerdings bilden einige Metalle, z. B. Chrom, leichtlösliche Karbonatkomplexe (MARTINETZ, 1986b).

Zur Neutralisation basischer Abfälle werden in den CP-Anlagen Salz- und Schwefelsäure stets vorrätig gehalten. Ein Sonderfall ist die Neutralisation mit Kohlendioxid; es entstehen Karbonatniederschläge und eine Aufsalzung wird vermieden.

1226. Es ist außerdem eine allgemeine Erscheinung, daß ein Niederschlag um so feiner ausfällt, je schwerlöslicher er ist. Solche Niederschläge sind kaum filtrierbar; sie müssen durch Alterung, Temperaturbehandlung oder durch Hilfsstoffe zur Agglomeration gebracht werden (JANDER und BLASIUS, 1967).

1227. Besonderer Aufmerksamkeit bedarf daher die Herstellung gut absetzender und filtrierbarer Niederschläge. Die Fällungsbedingungen bestimmen das Verhältnis von Keimbildungsgeschwindigkeit zu Kristallwachstumsgeschwindigkeit und die Morphologie der Niederschläge durch die Geschwindigkeit von Alterungsprozessen (Desolvation bzw. Entwässerung). Äußerst feinkörnige, kolloidale aber auch schmierig-schleimige Niederschläge können dadurch beherrscht werden, daß auch Zusätze gut filtrierbarer Hilfsniederschläge erzeugt werden. Solche Hilfsniederschläge können adsorbierende Filtrierhilfsmittel sein oder gut filtrierbare Eisen- oder Aluminiumhydroxidfällungen. Sie erhöhen die zu deponierende Abfallmenge.

Die Fähigkeit solcher Fällungen, Schwebstoffe einzuschließen, wird auch ausgenutzt, um wäßrige Suspensionen mit geringen Gehalten organischer Stoffe in klare Lösungen zu überführen. Im Niederschlag ist die organische Substanz zumindest vorübergehend immobilisiert enthalten und kann mit dem Niederschlag gemeinsam deponiert werden. Dies ist natürlich nur zulässig, wenn von der organischen Substanz im Falle ihrer späteren Freisetzung keine Gefahren ausgehen können und daher nur im Einzelfall zu entscheiden.

Im Wasser an sich unlösliche organische Verbindungen, die normalerweise leicht abgetrennt werden könnten, bilden unter gewissen Bedingungen mit Wasser Emulsionen. Sie kommen oft durch die Vermittlung bipolarer Fremdstoffe zustande; Seifen und Detergentien stabilisieren Emulsionen dadurch, daß sie die Oberflächen fein verteilter organischer Substanz so besetzen, daß eine wasserfreundliche Oberfläche entsteht. Die Existenz solcher hydrophilierenden Filme ist häufig an einen bestimmten pH-Wert und bestimmte Ionenkonzentrationen geknüpft, so daß Emulsionen häufig durch Neutralisation oder Aufsalzung gespalten werden, sofern keine thermische oder Membranspaltung durchgeführt wird.

1228. Beim Kostenvergleich der Fällungsmittel ist deren unterschiedliche Molkonzentration zu beachten. Der effektive Preis für Natronlauge, Kalkmilch und Soda ist etwa gleich. Sind hohe pH-Werte erforderlich, so bedarf es bei Verwendung von Soda eines großen Überschusses. Unter den sauren Fällungsmitteln ist Eisen(II)-Sulfat besonders billig.

Diese Aspekte sind nicht nur bei der Fällung, sondern bei der Aufarbeitung und Deponierung der anfallenden Filterschlämme zu berücksichtigen.

1229. Der erzeugte Niederschlag sowie das Filtrat müssen weiterbehandelt werden. Der Fällung werden Trennschritte wie Flockung/Flotation/Filtration nachgeschaltet. Die Nachteile der Fällung und Flockung sind bescheidene Reinigungsleistungen, Aufsalzung des Filtrats und Schlammaufkommen mit der Notwendigkeit der Deponierung (KOLLBACH et al., 1989). Als Alternative kommt die Anwendung physikalischer Trennverfahren in Frage (Abschn. 5.3.3.1).

Sulfidfällung

1230. Zur Sulfidfällung wird üblicherweise im alkalischen Bereich mit Alkalisulfiden oder Ammoniumsulfid gearbeitet. Für Nachfällungen in Form der Schwermetallsulfide steht Natriumsulfid bereit, gleichzeitig neutralisierend wirkt Schwefelkalk; im

sauren Bereich und unter industriellen Bedingungen kommt auch der Einsatz von Schwefelwasserstoffgas zur Sulfidfällung in Betracht. Zu beachten ist der MAK-Wert von 10 ppm und daß Schwefelwasserstoffüberschuß oxidativ mit Wasserstoffperoxid zu entfernen ist. Mit Schwefelwasserstoff und Wasserstoffperoxid werden Aufsalzeffekte vermieden.

Zu beachten sind Verzögerungen bei der Cadmiumfällung, das relativ große Löslichkeitsprodukt des Mangansulfides, die oft verzögerte Fällung des fünfwertigen Arsens (während As[III] problemlos gefällt werden kann) und unter Umständen eine schlechte Filtrierbarkeit wegen Kolloidbildung. Zur Entfernung des freien Schwefelwasserstoffs (H_2S) müssen die Filtrate oxidativ mit Wasserstoffperoxid (H_2O_2) behandelt werden. Auch das überschüssige Sulfidion muß wegen des Abwassergrenzwertes von 1 mg/l entfernt werden; dazu werden Eisen(III)-Salze benutzt, die gleichzeitig als Flockungshilfsmittel wirken.

Neuerdings werden Organosulfide empfohlen, weil sie weitaus bessere Fällungseigenschaften aufweisen sollen als Natriumsulfid (DENGLER, 1989). Mit Trimercapto-s-triazin („TMT") lassen sich besonders niedrige Quecksilberwerte im Ablauf ereichen (REIMANN, 1986).

Es wurde auch Schwefelkalklösung, die Calciumtetrasulfid (CaS_4) enthält, als Fällungsmittel vorgeschlagen, da diese gleichzeitig neutralisierend wirkt (MARTINETZ, 1981). Mit Luft oder Kohlendioxid zerfällt Schwefelkalk unter anderem zu Schwefel und Thiosulfat und löst durch dieses dann Sulfid- und Sulfatfällungen aus. Dabei können Chrom(III)-Ionen wegen der Instabilität des Sulfides als Chrom(III)-Hydroxid, $Cr(OH)_3$, abgeschieden werden; vorhandenes Chromat wird zuerst zu Chrom(III) reduziert.

Die Schwefelabscheidungsreaktionen sowie Gipsfällung oder entstehende Calciumsalze wirken günstig auf die Flockung der Metallsulfide und erleichtern die Filtrierbarkeit. Die verbleibenden Schwermetallkonzentrationen bewegen sich im ppb-Bereich.

Falls Anionen wie Phosphat, Cyanid, Fluorid und organische Säuren anwesend sind, werden diese bei der Neutralisationsfällung als relativ schwerlösliche Calciumsalze gefällt. Fluoride werden bei einem pH-Wert von 8,5 praktisch bis auf einen Restgehalt von 15 mg/l ausgefällt.

Phosphatfällung

1231. Insbesondere nach einer in Abschnitt 5.3.2.4 beschriebenen biologischen Klärstufe ist eine Phosphatelimination angezeigt. Sie wird durch Eisen- und Aluminiumsalze bewirkt. Die Zugabe der Fällungsmittel erfolgt entsprechend dem analytisch festgestellten Gesamtphosphorgehalt. Dabei wird, bezogen auf Eisen- und Aluminiumphosphat, mit etwa 50% stöchiometrischem Überschuß an Eisen(III) oder Aluminium, 90% der Phosphatmenge eliminiert. Bei Verwendung eines kombinierten Fällungsreagenzes aus Eisen(III)-chlorid-hexahydrat und Calziumhydroxid führt schon 80% der stöchiometrischen Eisenmenge bei Zusatz von 100 mg $Ca(OH)_2$ pro Liter zu einer mehr als 90%igen Phosphoreliminierung. Diese Fällungen wirken auch stark chemisorptiv. Eingeschlossene Beimengungen sind bei Entscheidungen über die Weiterverwendung bzw. Verarbeitung der Schlämme sorgfältig zu beachten.

Über die vielen Möglichkeiten der Phosphateliminierung berichten HAHN und HOFFMANN (1989).

5.3.3.2.3 Reduktionsverfahren

1232. Reduktionsverfahren sind hier nur unter dem Aspekt der Erzeugung von weiter zu behandelnden Ausfällungen zu betrachten. Die sehr energie- und kostenaufwendigen elektrochemischen Reduktionen, beispielsweise von Chromat zu Chrom(III), führen ebenso wie die Reduktion mit Eisen(II)-Ion oder Bisulfit letztlich zu Hydroxidschlämmen.

Die kathodische Reduktion toxischer Schwermetallionen bis zum Element (Elektrolyse) ist ein Rückgewinnungsverfahren, mit dessen Hilfe sich der Schlammanfall vermeiden läßt. Sie ermöglicht die Rückgewinnung der Metalle Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer, Zink und Chrom. Es lassen sich noch geringere Metallkonzentrationen im Ablauf als bei der Hydroxidfällung erreichen (DENGLER, 1989). Um die notwendige Leitfähigkeit der Elektrolyten zu gewährleisten, ist ein Salzgehalt von 1 bis 5 g/l Voraussetzung.

Die Umsetzung von Nitrit mit Amidosulfonsäure liefert nur elementaren Stickstoff, der keiner weiteren Behandlung bedarf. Normalerweise werden Nitrite jedoch mit Natriumhypochlorit (Tz. 1234) oder Wasserstoffperoxid (Tz. 1236) zu Nitraten oxidiert.

1233. Um größere Niederschlagsmengen, Inclusion, Adsorption und gute Filtrierbarkeit zu erreichen, wird meist Eisen-(II)-Sulfat zugesetzt. In saurem Medium entfaltet das Eisen-(II) seine reduzierende Wirkung, es reduziert beispielsweise Chromat zu Chrom(III). (Angaben darüber, welche Verbindungen welche anderen Verbindungen reduzieren bzw. oxidieren können, findet man unter dem Stichwort „Redoxpotential" in den Chemielehrbüchern.) Bei einer folgenden Neutralisierungsfällung fallen Chrom- und Eisenhydroxide gemeinsam. Bei deponierten Buntmetall- und Eisenhydroxiden ist auf die Gefahr der anaerob-mikrobiologischen Remobilisierung zu achten (FRANCIS und DODGE, 1990).

Wenn vor der Durchführung der eigentlichen Fällungsreaktionen reduktive Entgiftungen als Vorbehandlung notwendig sind, wird ebenfalls Eisen-(II)-Sulfat als Reduktionsmittel eingesetzt. Jedoch ist auch die Reduktion von Chromat mit saurem Natriumbisulfit gängige Praxis (STEINMETZ und MATTHES, 1987).

5.3.3.2.4 Oxidationsverfahren

Chloroxidation

1234. Die oxidative Zerstörung von organischen Stoffen mittels Chlor wird fast immer unter Anwendung von Natriumhypochloritlauge („Chlorbleiche", „Bleichlauge": NaOCl) durchgeführt. Anorganische Salzlösungen wie Cyanid- und Nitritlösungen können mit Natriumhypochlorit ebenfalls umgewandelt („entgiftet") werden (Abschn. 5.3.4.1). Über dessen Einsatz zur Behandlung wäßriger Abfälle muß unter Beachtung der Art der Inhaltsstoffe entschieden werden, da mit Chlorierungen als unerwünschten Nebenreaktionen zu rechnen ist. Die Chlorierung von Phenolen führt zu den toxischen, geruchlich und geschmacklich bis zu 1 000 mal stärker wahrnehmbaren Chlorphenolen. Die Chloroxidation erhöht die AOX-Konzentration im Abfluß. Nach der 40. AbwVwV gilt ein AOX-Grenzwert von 1 mg/l für viele Herkunftsbereiche, allerdings erst ab 1. Januar 1992. Dieser Wert läßt sich nur mit chlorfreien Oxidationsmitteln einhalten.

In der Technik wird die Chloroxidation zur Cyanid-, Nitritoxidation und vor allem zur Behandlung von Schwefelverbindungen eingesetzt. Dabei werden Mercaptane zu Disulfiden, Sulfide zu Sulfonen und Disulfide zu Sulfonsäuren bzw. Sulfochloriden umgewandelt.

Auch Alkali- und Erdalkalichlorite werden neuerdings in saurem Medium zur raschen vollständigen Oxidation von Schwefel- und Cyanverbindungen, von Phenolen und Kohlenwasserstoffen eingesetzt.

1235. Im Hinblick auf seine mehrfach geäußerten Bedenken zur Chlorchemie (Abschn. 4.5.1.1) empfiehlt der Rat, nach Möglichkeit von der Benutzung von Verfahren der Chloroxidation abzusehen; wenn diese Verfahren unerläßlich sind, müssen die Abbauprodukte besonders sorgfältig geprüft und persistente Folgeprodukte ausgeschlossen werden.

Oxidation mit Wasserstoffperoxid

1236. Die Oxidation mit Wasserstoffperoxid (H_2O_2) erhöht die Salzfracht nicht.

Wasserstoffperoxid kann neben Nitriten und Cyaniden beispielsweise ein breites Spektrum geruchsbelästigender anorganischer und organischer Schwefelverbindungen durch Oxidation zu Schwefel oder Sulfat entgiften bzw. umwandeln. Über seine Einsatzmöglichkeiten gibt die Literatur eine gute Übersicht (Tab. 3.13 in MARTINETZ, 1986b). Wasserstoffperoxid kann AOX-Verbindungen (bestimmte chlororganische Verbindungen) nicht zerstören (OSWALD, 1989).

Wasserstoffperoxid ist auch gut geeignet, überschüssiges Natriumhypochlorit zu Natriumchlorid, Wasser und elementarem Sauerstoff umzusetzen. Mit Formaldehyd (HCHO) bildet Wasserstoffperoxid in alkalischem Medium Alkaliformiat und Wasserstoff. Biologisch schwer oder nicht abbaubare organische Stoffe können aus Wasserstoffperoxid mittels UV-Licht erzeugten Hydroxylradikalen zerstört werden (BECKEREIT und HAGER, 1990).

Unter katalytischem Einfluß von Eisen-, Kupfer- oder Bismutsalzen wird ein Mol Phenol durch 2 bis 3 Mol Wasserstoffperoxid bis zur Grenzkonzentration von weniger als 1 ppm zerstört.

Ähnlich wie Wasserstoffperoxid wirkt auch Kaliumpersulfat ($KHSO_5$), es ist leichter handhabbar und besonders für die Zerstörung von Cyaniden geeignet (OSWALD, 1989), vermeidet allerdings nicht den Aufsalzeffekt.

Oxidation mit Ozon

1237. Die Oxidation mit Ozon (O_3) hat die gleichen Vorteile wie die Oxidation mit Hilfe von Wasserstoffperoxid: Auch hier gibt es keinerlei Aufsalzeffekte, und es bildet keine eigenen Rückstände. Ozon ist ein besonders starkes Oxidationsmittel mit einem Redoxpotential von $E_0 = +2{,}07$ Volt; es wird diesbezüglich nur von Fluor ($E_0 = +2{,}85$ Volt) übertroffen.

Metalle werden von Ozon daher in die höchste Oxidationsstufe überführt, während organische Substanzen durch Ozonolyse in verschiedene Bruchstücke zerlegt werden, die im allgemeinen zu Persäuren und schließlich zu Säuren weiterreagieren. Als Nebenprodukt bildet sich Wasserstoffperoxid, das an diesen weiteren Oxidationsschritten beteiligt sein kann. Die erschöpfende, sehr kostspielige Ozonisierung sollte schließlich zu Kohlendioxid und Wasser führen, es können allerdings auch stabile, unter Umständen stark toxische Folgeprodukte entstehen.

Es werden beispielsweise 80 ppb Parathion durch 3 ppm Ozon entfernt; dabei wird jedoch das stärker toxische Paraoxon gebildet, das seinerseits erst durch weitere 5 ppm Ozon zerstört wird. Die Behandlung mutagener polycyclischer Aromaten setzt deren mutagenes Potential herab, während die Ozonisierung von Hydrazin zu mutagen wirkenden Zwischenprodukten führt (BURLESON, 1982).

1238. Die hohe Reaktivität und Oxidationskraft des Ozons beschränkt seine Anwendung allerdings auf Sonderabfälle. Da alles oxidiert werden kann, verbrauchen hochbelastete Abfälle zu viel Ozon und damit Energie. Im Versuchsbetrieb wurde die Ozonisierung auch zur Reinigung von Prozeßwässern einer Pyrolyseanlage eingesetzt (ABB, 1989).

1239. Der Rat begrüßt den Einsatz sich rückstandslos umsetzender Oxidationsmittel wie Wasserstoffperoxid und Ozon, weil dadurch Aufsalzeffekte vermieden werden. Es wird aber darauf hingewiesen, daß insbesondere bei vollständiger Zersetzung als Folgeprodukte der Oxidation stark toxische Verbindungen aufgetreten sind und auftreten können. Der Inhalts- und Toxizitätsuntersuchung der mit Wasserstoffperoxid und Ozon behandelten Abfälle ist daher eine besondere Aufmerksamkeit zu widmen.

Naßoxidation

1240. Die Oxidation biologisch schwer abbaubarer organischer Schadstoffe kann auch in der wäßrigen Phase bei Temperaturen über dem atmosphärischen Siedepunkt und, dadurch bedingt, bei hohem Druck mittels Luftsauerstoff erfolgen (Abschn. 5.3.4.1.5).

5.3.4 Stoffspezifische Verfahren zur Entgiftung und Behandlung besonderer Abfälle

1241. Neben den bisher beschriebenen physikalisch-chemischen Verfahren der Abfallbehandlung gibt es zahlreiche weitere Verfahren, die allerdings nur in besonderen Fällen oder vereinzelt angewendet werden können. Ohne Anspruch auf Vollständigkeit sind einige dieser Verfahren im folgenden erwähnt.

Hierzu gehören:

- Entgiftungsverfahren insbesondere für chemisch einheitliche Abfallstoffe,
- Verfahren, die im Hinblick auf Verwertung konzipiert worden sind,
- Immobilisierung von Abfallstoffen zwecks umweltverträglicher Ablagerung.

1242. Das Potential dieser Verfahren ist nach Auffassung des Rates in der Praxis noch nicht ausgeschöpft, insbesondere unter dem Aspekt der Verwertung. Der Rat fordert mit diesem Hinweis dazu auf, die Entwicklung dieser Verfahren unter Ausnutzung neuer technischer Erkenntnisse voranzutreiben, auch wenn unter derzeitigen Bedingungen noch keine Rentabilität in Aussicht steht. Auch eine Reihe von Werkstoffproblemen bedürfen der Lösung. Die Werkstoffentwicklung schreitet jedoch rasch voran, und die Preisrelationen können sich aufgrund der Marktentwicklung oder Auflagenpolitik schnell verändern.

5.3.4.1 Entgiftungsverfahren

1243. Durch die sogenannten Entgiftungsverfahren werden schadstoffhaltige Abfallstoffe in ihrer Toxizität dahingehend verändert, daß sie nicht oder nur gering toxisch sind (MARTINETZ, 1987). Durch die folgenden Beispiele soll gezeigt werden, daß es immer — jedenfalls so lange es sich noch um relativ reine und definierte Substanzen oder Substanzgemische handelt — auch eine chemische Methode gibt, den Stoff zu wandeln, d. h. zu entgiften, zu verfestigen, deponiefähig oder verbrennbar zu machen. Die Hochtemperaturbehandlung bleibt als ultima ratio.

Zwischen den speziellen Beseitigungsverfahren und den speziellen Verfahren zur Verwertung gibt es nur selten eine scharfe Abgrenzung, vielmehr fließende Übergänge bis hin zu Identität. Schon aus ökonomischen Gründen wird immer geprüft werden, ob das Produkt eines „Beseitigungsverfahrens" nicht marktgängig gemacht werden kann.

Eine encyklopädische Darstellung der Entgiftungsverfahren findet sich bei MARTINETZ (1986a). Hinsichtlich der Aufarbeitung von Chemikalienbeständen an Hochschulen wird auf die Arbeit von WAGNER (1987) verwiesen.

5.3.4.1.1 Cyanidentgiftung

Entgiftung cyanidhaltiger Flüssigabfälle

1244. Die Cyanidentgiftung durch Fällung wird mit Hilfe von Eisen(II)-Salzen durchgeführt. Aus Cyanid-ion und Eisen(II)-Ion bildet sich bei einem pH-Wert von 8,5 in einer mehrstufigen Reaktionsfolge sogenanntes Berliner Weiß, das ausfällt und im Gegensatz zu Berliner Blau im pH-Bereich von 3 bis 9 stabil ist. Eine nahezu quantitative Ausfällung des Berliner Weiß wird erreicht, wenn nach der Zugabe der stöchiometrischen Menge an Eisen(II)-Salzlösung ein pH-Wert von 3,5 eingestellt wird. Allerdings besteht die Gefahr des Einschlusses von CyanidIonen. Bei Anwendung auf Härtesalzabfälle sowie Zink- und Cadmiumkomplexe sind die Niederschläge mit Hydroxiden vermischt.

In einem Altlastensanierungsfall wurden Bodenmassen, die durch oberirdisch abgelagerte cyanidhaltige Härtesalze kontaminiert waren, mit einem Eisen(II)-Salz entgiftet (FRITSCH, 1988).

1245. Die oxidative Cyanidbehandlung mit Hypochlorit („Chlorbleiche") gehört zu den klassischen Entgiftungsverfahren. Wenn der cyanidhaltige wäßrige Abfall nach Entgiftung einer Kläranlage zugeführt wird, genügt die Teiloxidation zum Cyanat. Soll das Wasser direkt in den Vorfluter eingeleitet werden, ist die Weiteroxidation zu Kohlendioxid und Stickstoff nötig. Die Totaloxidation findet bei pH-Werten über 10 statt und benötigt etwa 2,5 mal mehr Oxidationsmittel als die Teiloxidation.

Bei der Entgiftung von Cyaniden mit Hypochlorit ist darauf zu achten, daß daneben meist noch andere, vom Chlor angreifbare Stoffe vorhanden sind, so daß eine Entgiftung be- oder verhindert werden kann. Solche Verbindungen sind z. B. Aldehyd-Bisulfit-Addukte oder Gelatine aus der Photochemie.

1246. Auch am Beispiel der Cyanidentgiftung werden wesentliche Nachteile der Chloroxidation deutlich:

- Intermediäre Bildung des toxischen Chlorcyans.
- Durch die Bildung der äquivalenten Menge Chlorid wird eine zusätzliche Aufsalzung der Abwässer bewirkt (Oxidation von 1 kg Cyanid bedingt 5 kg NaCl aus der Bleichlauge).
- Nach Beendigung der Oxidation muß der Hypochloritüberschuß seinerseits entgiftet werden.
- Die verwendete Hypochloritlösung ist nicht lagerfähig.

Der Rat verweist auf seine vorher geäußerten Bedenken zur Chloroxidation (Tz. 1234f.).

1247. Die Oxidation mit Wasserstoffperoxid wird industriell neuerdings unter anderem zur Behandlung wäßriger Abfälle (cyanidischer Abwässer) mit hohem

Anteil an organischer Begleitsubstanz eingesetzt; diese wird gleichzeitig mitoxidiert. Im Gegensatz zur Oxidation mit Chlorbleiche wird Cyanid durch Wasserstoffperoxid direkt zu Cyanat umgewandelt. In gleicher Weise wirkt Kaliumpersulfat, $KHSO_5$ (OSWALD, 1989). Das fischtoxische Cyanat muß in der nachgeschalteten Kläranlage biologisch umgesetzt werden.

Nach dem Prinzip der Perhydrolyse können auch Cyanidlösungen behandelt werden. Da in alkalischer Lösung unter dem Einfluß von Wasserstoffperoxid Formaldehydcyanhydrin in Glykolsäureamid und schließlich weiter in Glykolsäure umgesetzt wird, können Cyanide entgiftet werden, indem man anorganische Cyanidlösungen mit Formaldehyd zu Formaldehydcyanhydrin umsetzt. Die am Ende entstehende Glykolsäure ist biologisch abbaubar. Allerdings wird in einer Nebenreaktion ein kleiner Anteil der Cyanides in fischtoxisches Cyanat umgewandelt. Die Reaktion läuft auch mit komplexen Cyaniden ab. Durch die Cyanhydrinbildung fallen die Schwermetalle als Hydroxide aus.

1248. Von praktischem Interesse ist die Oxidation einfacher und komplexer Cyanide mit Ozon. Auch komplexe Schwermetallcyanide werden oxidiert. Bei optimaler pH-Wert-Einstellung wird simultan zur Cyanidoxidation das Schwermetall als Oxid oder Hydroxid ausgefällt.

1249. Die oxidative Cyanidzerstörung kann elektrolytisch als anodische Oxidation von Cyanidlösungen durchgeführt werden (DENGLER, 1989).

1250. Zur Cyanidentgiftung von flüssigen Galvanikabfällen mit Rückgewinnung des eingesetzten Alkalicyanids wurde ein vierstufiges Verfahren vorgeschlagen (KENFIELD et al., 1988). Danach werden die Cyanidkomplexe durch Anionenaustausch aufkonzentriert und dann in Form von Blausäure (HCN) eluiert. Die Blausäure wird über eine Hohlfaser-Gasmembrane entfernt und die zurückbleibenden Metallionen durch Kationenaustausch ebenfalls aufkonzentriert. Im vierten Schritt wird die Blausäure auf der anderen Membranenseite in Alkalilauge aufgenommen und die Alkalicyanidlösung kann in die Oberflächenbehandlung rückgeführt werden.

Entgiftung von Cyanidhärtesalzen durch Salzschmelzenhydrolyse

1251. Auch hydrolytische Prozesse können zur Entgiftung von festen Cyaniden eingesetzt werden; es entstehen Ammoniak und Natriumformiat. Nach SCHINDEWOLF (1972) wird das Cyanid unter hohem Druck mit Wasserdampf umgesetzt. Ein weiteres Verfahren wird von MÜLLER und WITZKE (1975) beschrieben.

Der Vorteil dieses hydrolytischen Prozesses besteht darin, daß

— nur Wasser und Wärme eingesetzt werden müssen und die Produkte weniger umweltbelastend sind,

— üblicherweise in den Härtesalzrückständen vorhandene Begleitstoffe den Hydrolyseprozeß nicht negativ beeinflussen,

— verdünnte und konzentrierte Lösungen gleichermaßen umgesetzt werden sowie

— die einfache Reaktion auch eine einfache Steuerung erlaubt.

Dem steht der Nachteil hohen Drucks gegenüber und daß insbesondere das freigesetzte Ammoniak bei konzentrierten Lösungen zu beträchtlichen Druckanstiegen während der Reaktion führt. Bei einer 10molaren Cyanidausgangslösung wird eine Druckspitze von 120 bar durchlaufen. Die Endkonzentration an Cyanid liegt unter 1 mg/l. Selbst komplexe Schwermetallcyanide werden, wenn auch langsamer, zerstört.

1252. Auch drucklos ist eine Wasserdampfverseifung fester Cyanide in der Schmelze oberhalb von 850 bis 900 °C möglich. Gebildetes Natriumformiat geht in Natriumcarbonat, Kohlenmonoxid und Wasserstoff über. Um ein Erstarren der „Karbonat"-Schmelze auszuschließen, ist eine Temperatur über 850 °C notwendig. Die Gase verbrennen zusammen mit dem zuerst gebildeten Ammoniak über der Schmelze. Es werden Restkonzentrationen von <0,5 mg CN^-/l angegeben. Neben etwas Stickstoff entweichen bis zu 2 % des Cyanids als Blausäure; jedoch verbrennen alle toxischen Verbindungen in der Brennzone über der Schmelze. Im Abfallsalz neben Cyanid enthaltene Cyanate werden bei der Umsetzung in Karbonate und Cyanid überführt und hydrolysieren dann zu Ammoniak und Natriumformiat usw. Die Salze müssen wegen der explosionsartigen Reaktion zwischen Cyanid und Nitrit jedoch nitritfrei sein. Werden 10 bis 15 g Dampf pro Minute in eine Cyanidschmelze eingeleitet, so können innerhalb eines Tages 11 kg Cyanid drucklos zerstört werden.

1253. Der Rat bedauert es außerordentlich, daß trotz der Verfügbarkeit wirksamer Verfahren zur Cyanidentgiftung weiterhin Härtesalzabfälle in der Untertagedeponie Herfa-Neurode abgelagert werden, weil diese Beseitigungsmethode billiger ist (MÜLLER, 1981). Sie steht auch nicht im Einklang mit der Forderung, durch Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen die Mengen der unter Tage abzulagernden Abfälle weiter zu reduzieren (Abschn. 5.5.5.3 und 5.5.6).

5.3.4.1.2 Weitere Entgiftungsverfahren

Perhydrolyse von Phosphor- und Phosphonsäureestern

1254. Für die Entgiftung der Produktionsrückstände aus der Herstellung von Phosphor- und Phosphonsäureestern, die als Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln enthalten sind, wird die Perhydrolyse angewendet. In alkalischem Medium verläuft die Hydrolyse dieser Substanzen bei Zugabe von Wasserstoffperoxid (H_2O_2) um den Faktor 100 schneller als ohne diese Zugabe. Kinetische Untersuchungen lassen vermuten, daß intermediär Peroxyphosphor- oder Peroxyphosphonsäureester gebildet werden.

Perhydrolyse von Nitrilen

1255. Zur Entgiftung von Nitrilen kann eine Variante der Perhydrolyse angewandt werden, die üblicherweise zur Herstellung von Carbonsäureamiden aus Nitrilen dient. Durch die Einwirkung von Wasserstoffperoxid in schwach alkalischer Lösung auf Nitrile entstehen Percarbonsäureimide; diese zersetzen sich im stärker alkalischen Bereich unter Bildung von Carbonsäureamiden, Wasser und Sauerstoff. Es wurden mit dem Perhydroxylion bis 10 000fach höhere Geschwindigkeiten als bei normaler Verseifung mit dem Hydroxylion beobachtet.

Entgiftung von chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) durch Dechlorierung, Perchlorierung und Spaltung

1256. Bemerkenswerte Entgiftungserfolge sind auch durch Entgiftung von CKW-Verbindungen erzielt worden. In den meisten Fällen handelt es sich um Dechlorierung.

Während die meisten in diesem Kapitel beschriebenen Verfahren für wäßrige Abfallstoffe entwickelt wurden, besteht heute die Möglichkeit, nichtwäßrige Abfälle, vorwiegend solche öliger Konsistenz, chemisch zu dekontaminieren und die chlorentfrachteten Rückstände zu nutzen (KILGER, 1988). Die chemischen Dechlorierungsverfahren machen die Hochtemperaturverbrennung von Sonderabfällen, die polychlorierte Biphenyle (PCB) oder Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) enthalten, überflüssig (KILGER et al., 1989), sofern vergleichbar hohe Wirkungsgrade zu erzielen sind. Die dechlorierten Öle können danach, wenn sich die Nutzung nicht lohnt oder nicht zu vertreten ist, in einer Sonderabfallverbrennungsanlage ohne besondere Auflage verbrannt oder unter Kohlenwasserstoffgewinnung pyrolisiert werden.

Über mögliche Entgiftungsverfahren hat DRECHSLER (1985) eine Übersicht gegeben. Von diesen Möglichkeiten werden hier die praxisrelevanten ausgewählt:

- katalytische Dehydrochlorierung mit Wasserstoff nach dem Relube/Chloroff-Verfahren (FISCHER, 1989; SCHAAF, 1988)
- Umsetzung mit stark alkalischen Medien (FUHR, 1987) (Natrium, Natriumnaphthalid; Kalium-, Natrium-Polyethylenglykolat [KPEG, NaPEG])
- Großtechnisch werden in der chemischen Industrie zwei Varianten der thermischen Substitutionschlorierung zur Umwandlung chlorhaltiger Rückstände, die Hochdruckchlorolyse und die Niederdruck-Perchlorierung (SCHULZE und WEISER, 1985) durchgeführt (Abschn. 4.5.1.1). Unter diesen Bedingungen werden längere Kohlenstoffketten sowie Ringsysteme in niedermolekulare Chlorverbindungen, z. B. Perchlorethen, Phosgen und Chlorwasserstoff aufgespalten. Chlorierte Dibenzodioxine können bis unter die Nachweisgrenze von 10 ppt eliminiert werden.

Allenfalls für Laborzwecke kommt zur Dioxinringspaltung auch das Chlorjodidverfahren in Frage (MARTINETZ, 1986b). Laborversuche mit TCDD-kontaminiertem Erdreich haben zu keinem befriedigenden Vernichtungsgrad geführt (ESPOSITO et al., 1980).

1257. Polychlorierte Biphenyle können vor allem in kleineren Mengen oder als Lösungsbestandteil durch Natriumnaphthalid (in situ aus Naphthalin und Natrium hergestellt), durch Flüssignatriumsuspension in Kohlenwasserstoffen oder in Glykolether nahezu quantitativ dechloriert werden. Es entstehen die entsprechenden Polyhydroxybiphenyle sowie Kochsalz. Auch die gleiche Enthalogenierung von Organochlorpestiziden wie Hexachlorcyclohexan und Trichlorbenzol zu den entsprechenden Hydroxyverbindungen ist möglich (MARTINETZ, 1986 b).

Mit dem ursprünglich für die Enthalogenierung von Schmieröl entwickelten Recyclonverfahren mit Hilfe flüssigen Natriums sind sogar Deponiesickeröle erfolgreich auch von polychlorierten Dioxinen gereinigt worden (KILGER et al., 1989). Auch Pyrolysegase können durch Zuspeisung von Natriumdampf innerhalb weniger Sekunden enthalogeniert werden.

Die Behandlung mit Kalium-Polyethylen-Glykolat (KPEG) wird in den USA zur „on-site"-Behandlung von PCB- und Dioxinkontaminierten Böden kommerziell eingesetzt (JAMES und SANNING, 1989). Für die meisten polychlorierten Dibenzodioxine und -furane wurde ein Wirkungsgrad über 99,5 % angegeben; lediglich 2,3,7,8-TCDD und -TCDF lagen etwas darunter (>96,2 bzw. 98,4 %, FUHR, 1987).

1258. Die Entgiftung von CKW-Rückständen durch Perchlorierung ist im Zusammenhang mit der ganzen Chlorchemie (Abschn. 4.5.1.1) zu sehen. Durch die Hochdruckchlorolyse bei 200 bar und 620 °C werden auch höhere Chlorkohlenwasserstoffe und Chloraromaten in Tetrachlorkohlenstoff überführt. Einsatzgüter sind ferner die Rückstände aus der Tetrachlorkohlenstoff-, der Vinylchlorid-, der Tetrachlorethen und der Propen-Oxid-Produktion. Eines der zu beseitigenden Nebenprodukte ist Phosgen. Die Perchlorierung von Produktionsrückständen aus der Herstellung und Anwendung chlorierter Lösemittel erhält zwar den Materialwert der Kohlenstoff-Chlor-Bindung, vermag jedoch wegen der Bildung hochchlorierter Abfälle die Chlorkohlenwasserstoffrückstände im Gegensatz zur Verbrennung nicht quantitativ zu beseitigen. Andererseits wird beim Verbrennungsprozeß mit HCl-Rückgewinnung nur das Chlor genutzt.

Die Verwertung entstehenden Chlorwasserstoffs wird gelegentlich bestritten. Deshalb wird darauf hingewiesen, daß z. B. der Chlorwasserstoff, der bei der Herstellung von Toluylendiisocyanat in einer Menge von 0,85 t je Tonne Produkt entsteht, nach adiabatischer Absorption in Wasser einer HCl-Elektrolyse zugeführt wird. Nach Zerlegung in Wasserstoff und Chlor wird das Chlor der Produktion zur Phosgenherstellung wieder zugeführt. Die Rückführungsmenge deckt dabei mit 97 bis 98 % praktisch den gesamten für die Prozeßdurchführung erforderlichen Chlorgasbedarf ab (KIWITT, 1990).

Auch die bei der Herstellung von Methylchlorid, Methylenchlorid, Chloroform und Tetrachlorkohlenstoff entstehenden großen Chlorwasserstoffmengen können an verschiedenen Stellen des betreffenden Chemiewerkes industriell genutzt werden. Voraussetzung ist allerdings ein neu entwickeltes Reinigungsverfahren durch Paraffinextraktion, das Störstoffgehalte unter 1 ppm in der Salzsäure ermöglicht. Die belastete Säure und das Paraffin werden dabei in einer Extraktionskolonne im Gegenstrom geführt. Das Paraffin nimmt die chlororganischen Verunreinigungen auf und verläßt die Kolonne am oberen Ende als leichte Phase. Die Reinsäure wird am unteren Ende der Kolonne abgezogen. Das Paraffin wird durch Dampfstrippung gereinigt, die abgetrennten Chlorkohlenwasserstoffe müssen einer besonderen Abfallbehandlung zugeführt werden (HORNKE et al., 1990).

5.3.4.1.3 Chemische Dekontamination schwermetallbelasteter Schlämme sowie fester Abfallstoffe

1259. Die chemische Dekontamination von Schlämmen und festen Rest bzw. Abfallstoffen bezweckt deren problemlose Beseitigung oder teilweise Nutzung. Die Schwermetalle werden mit Salzsäure aus der Matrix extrahiert, wobei ein Schwermetallkonzentrat für die Metallrückgewinnung erzeugt wird (MÜLLER, 1988 und 1989).

Das Prinzip läßt sich auf folgende Matrizes anwenden:

— Baggerschlamm, Hafenschlick

— Klärschlamm, Industrieschlamm

— Verbrennungsrückstände sowie

— Böden.

Mit einer gestuften Kalkmilchfällung (Neutralisationsfällung) des sauren Extrakts kann erreicht werden, daß zunächst nur Eisen in einem pH-Bereich von 3,5 bis 4,5, dann im pH-Bereich von 4,5 bis 10 die übrigen Schwermetalle ausgefällt werden. Restliche, sich noch in Lösung befindliche Schwermetallionen werden mit Kohlendioxid als Carbonate nachgefällt. Mit dem Trennschnitt (bei etwa pH = 4) wird das Begleitmetall Eisen ausgeschleust, was für die potentielle Nutzung der beiden Fraktionen Eisen und der übrigen Schwermetalle Voraussetzung ist.

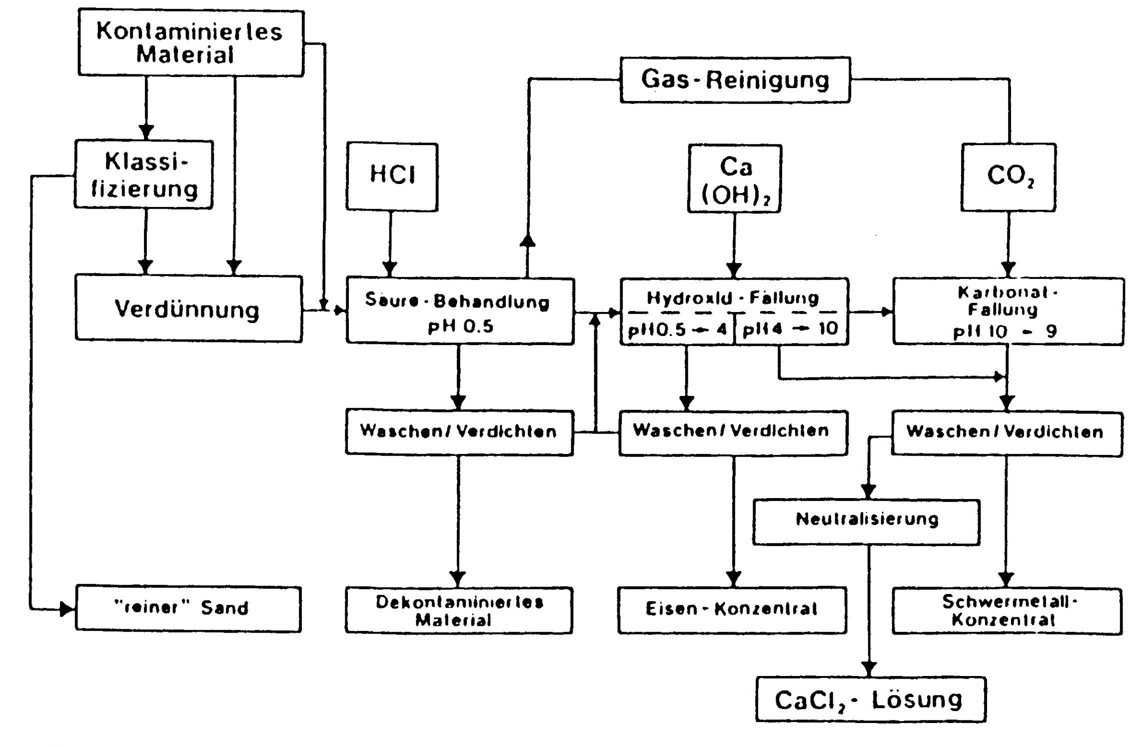
Abbildung 5.3.11 zeigt die Verfahrensschritte der Schwermetallextraktion. Nach diesem Schema wird derzeit eine Pilotanlage für die Dekontaminierung von Hamburger Hafenschlick gebaut.

Für die Aufarbeitung des mit verschiedenen Schwermetallen kontaminierten Jarositschlammes (einige 10 000 t/a) wurde ebenfalls eine fraktionierte Extraktions- und Fällungsmethode beschrieben, die zu verhüttungsfähigen Produkten führen soll (WEBER und SCHULLER, 1988). Die Methode wurde vorerst im Labormaßstab erprobt.

1260. Unter Stoffstromaspekten muß auf zwei negative Aspekte der Säureextraktion hingewiesen werden. Erstens werden die eingetragenen Chemikalien

Abbildung 5.3.11

Fließschema der Schwermetallextraktion aus Bagger- oder Klärschlamm



Quelle: MÜLLER, 1989

— Kalk und Salzsäure bzw. Schwefelsäure und Natronlauge — als gelöste Salze ($CaCl_2$, NaCl, Na_2SO_4) mit dem Prozeßwasser in den Vorfluter eingetragen, d. h. aus dem System ausgeschleust. Zweitens findet eine gewisse Hydrolyse der organischen Masse (Biomasse, Humus/Huminstoffe usw.) statt, so daß das Prozeßwasser biologisch nachgeklärt werden muß. Diese Nachteile werden jedoch von dem Vorteil des Verfahrens, der irreversiblen Schwermetalldissipation aus der Ausbringung oder Deponierung der Abfälle entgegenzuwirken, weitaus aufgewogen.

1261. Nach dem gleichen Prinzip der Säureextraktion sollen Verbrennungsrückstände nach dem „3 R-Verfahren" von den Schwermetallen befreit werden. In einer Demonstrationsanlage („DORA") wird das Verfahren derzeit erprobt (HORCH et al., 1988).

5.3.4.1.4 Chemolyse von Industrieklärschlämmen (Biomasse)

1262. Für die Minderung der zu deponierenden Schlammengen aus Industriekläranlagen von Chemiewerken sind sogenannte Chemolyseverfahren vorgeschlagen worden (HOLLMANN, 1988).

Ein solches Verfahren, ausgeführt als saure Hydrolyse unter Zufuhr von Salzsäure und Wärme, wird zur Reduktion des Überschußschlammes aus der biologischen Stufe der Kläranlage eines Chemiewerkes bereits eingesetzt (HOLLMANN, 1988). Die Überschußmasse besteht zu 75 % aus Wasser, das jedoch ganz überwiegend in den Zellen der Bakterien eingeschlossen ist, zu etwa 21 % aus Abtrennhilfsmitteln wie Eisen-, Aluminium- und Calciumsalzen und nur zu etwa 4 % aus organischen Zellbestandteilen. Durch den chemischen Behandlungsschritt, Zufuhr von Salzsäure und Wärme, werden die Zellwände der Bakterien aufgebrochen und zusätzlich alle organischen Verbindungen so weit zerlegt, daß sie zum Abbau in die biologische Klärstufe zurückgeführt werden können. Durch die Ansäuerung werden allerdings im Schlamm enthaltene Eisen-, Aluminium- und Calciumverbindungen gelöst und dadurch die Salzfracht des Abwassers erhöht. Abbildung 5.3.12 zeigt das Verfahrensschema der Chemolyse dieses Schlammes. Das Werk, das bisher 1 200 t Klärschlamm pro Monat zu entsorgen hatte, hat dadurch die zu deponierende Klärschlammenge auf 230 t pro Monat reduziert. Später ist für diese Restmengen eine Verbrennung vorgesehen, an die sich eine Rauchgasreinigung mit Salzsäurerückgewinnung und Schadstoffausschleusung anschließen wird.

5.3.4.1.5 Naßoxidation organischer Substanz

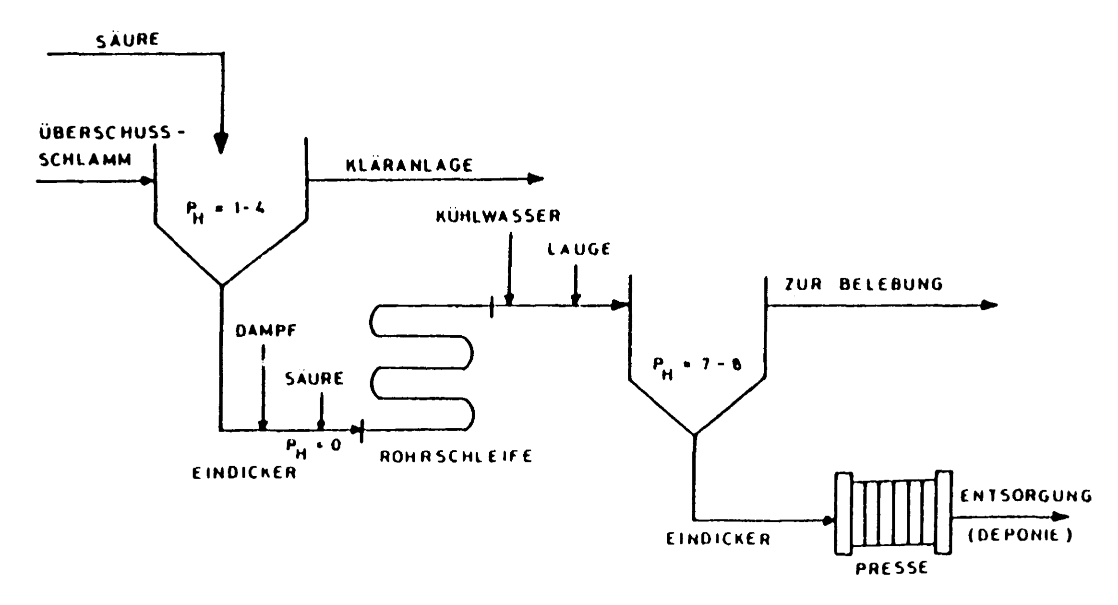
1263. Anstelle einer Verbrennung kommen auch Verfahren der sogenannten Naßoxidation zur Zerstörung organischer Substanz in Frage. Bei Umsetzungen organisch belasteter wäßriger Abfälle in der flüssigen Phase mittels Sauerstoff unterhalb der durch mittleren Druck erhöhten Siedetemperatur des Wassers spricht man von Naßoxidation. Die Abfälle sollten mindestens 10 Gew.-%, aber nicht über 25 % organische Substanz enthalten (MALLE, 1981). Naßoxidation und Chemolyse gehen besonders bei einem pH-Wert <7 ineinander über.

1264. Grundsätzlich sind zwei Einsatzgebiete der Naßoxidation zu unterscheiden:

- Konditionierung kommunaler Klärschlämme sowie Schlämme aus der Zellstoff- und Papierherstellung zur Hygienisierung und zur Erreichung einer besseren Filtrierbarkeit; solche Anlagen werden in der Bundesrepublik allerdings nicht betrieben. Neuerdings wurde eine Tiefschacht-Reaktor-Vari-

Abbildung 5.3.12

Prinzipskizze der Chemolyse von Industrieklärschlamm



Quelle: UBA, 1989

ante des Verfahrens beschrieben (DE BEKKER und VAN DEN BERG, 1990).

— Aufoxidierung von organischen Schadstoffen in hochbelasteten wäßrigen Abfällen aus der Zellstoff-, Papierherstellung und aus Syntheseprozessen der organischen Chemie; solche Anlagen stehen in der Bundesrepublik und in Japan.

Die Naßoxidation ist bei erhöhten Temperaturen von 150 bis 370 °C sowie Drücken von ca. 10 bis über 120 bar durchführbar (MALLE, 1981).

Abbildung 5.3.13 zeigt das Verfahrensschema einer katalytischen Hochdruck-Naßoxidationsanlage (P=120 bar) für wäßrige Abfalllösungen aus der Farbstoffvorproduktherstellung.

1265. Bewährt hat sich das Verfahren außerdem für die Konditionierung von Klärschlamm sowie für die Aufarbeitung organisch hochbelasteter wäßriger Abfälle der Papierherstellung und chemischer Prozesse (Acrylnitril-, Propylenoxid-, Anilinherstellung). Bestechend ist die Exothermie des Verfahrens bei mehr als 30 kg CSB-Äq./m^3. Dagegen scheint die Werkstofffrage nicht befriedigend gelöst zu sein. Von einem breiten Einsatz kann daher nicht gesprochen werden, obwohl das Verfahren Entwicklungspotential besitzt.

5.3.4.2 Spaltverfahren zur Verwertung bestimmter organischer Abfälle zwecks Gewinnung von Sekundärrohstoffen

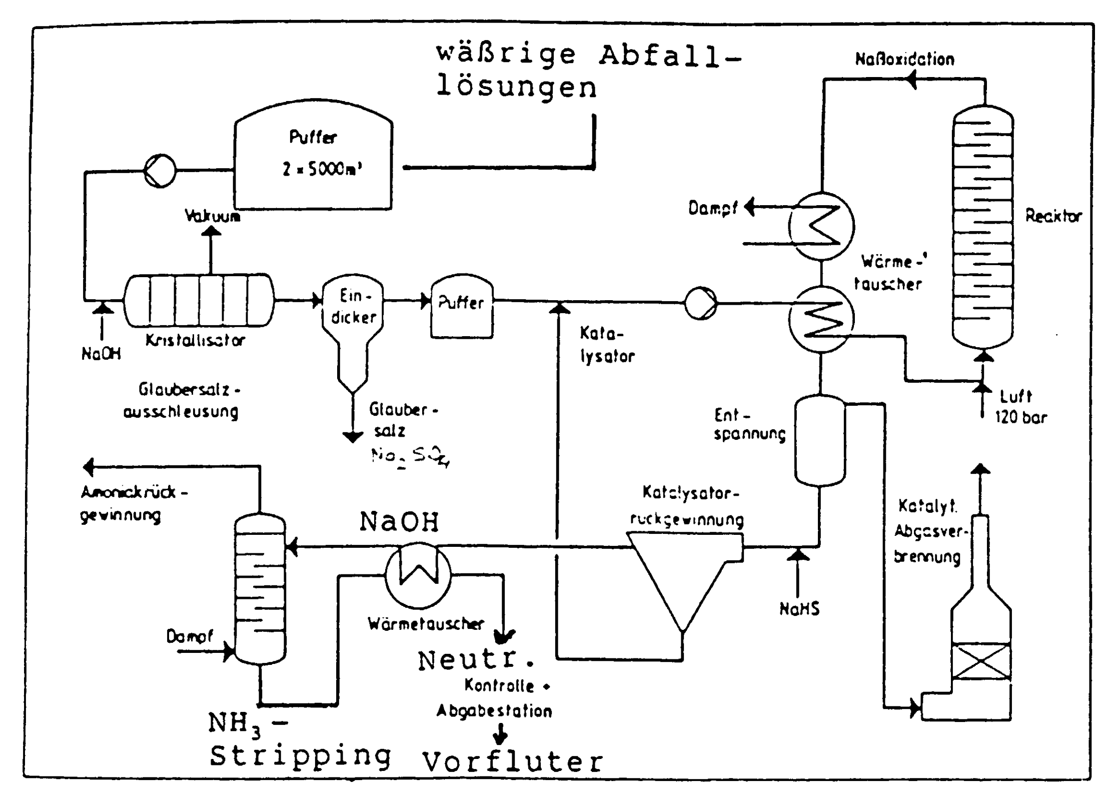
1266. Es sind verschiedene Spaltverfahren zur Aufarbeitung überwiegend organischer Abfallstoffe entwickelt worden mit dem Ziel, Spaltprodukte zur erzeugen, die sich zur stofflichen Rückführung eignen und sich in technische Stoffkreisläufe einfügen lassen. Es wird angestrebt, bestimmte organische Molekülstrukturen der Abfallstoffe nicht zu zerstören, sondern sie zu erhalten oder zu den gewünschten Zielprodukten zu konvertieren. Dementsprechend werden die Verfahren in den meisten Fällen auf organische Monoabfälle, wie z. B. Kunststoffe, Autoreifen oder Klärschlamm, und nicht auf gemischt eingesammelte Siedlungsabfälle als Einsatzstoffe ausgerichtet. Zu den Spaltverfahren zählen die Pyrolyse, die Hydrierung, die Hydrolyse und die Alkoholyse/Glykolyse bestimmter Abfälle.

5.3.4.2.1 Allgemeines zu den Pyrolyseverfahren

1267. Das Wort „Pyrolyse" wird in der allgemeinen Abfalldiskussion, auch von Fachleuten, in vielfältiger Bedeutung und daher verwirrend gebraucht. Während die Verbrennung das organische Material als C_1-Baustein Kohlendioxid wieder für die Photosynthese der Pflanzen zur Verfügung stellt, wird bei der

Abbildung 5.3.13

Verfahrensschema einer katalytischen Hochdruck-Naßoxidationsanlage für wäßrige Abfallösungen aus der Farbstoffvorproduktherstellung



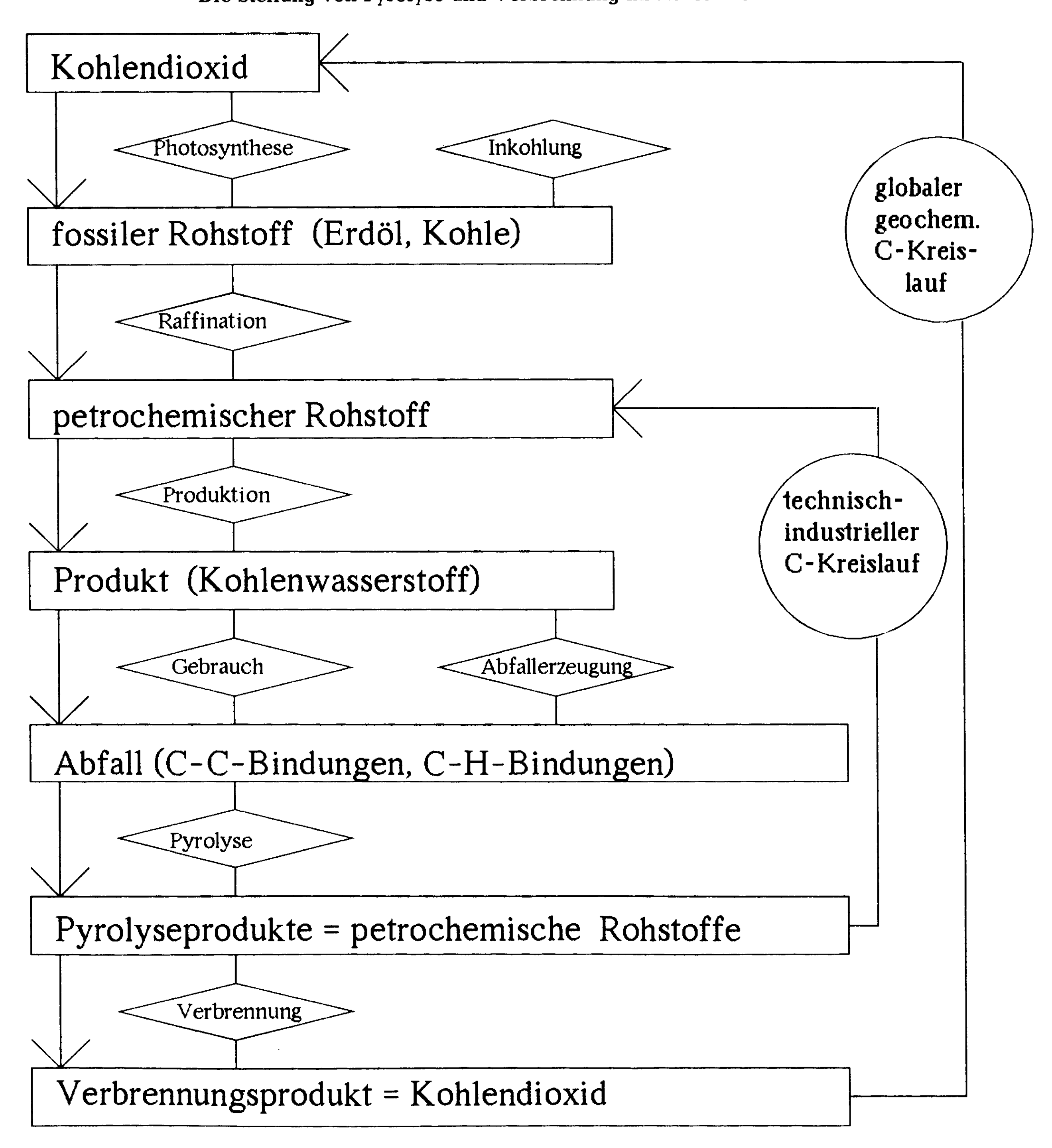
Quelle: MISCHER, 1988, ergänzt

Pyrolyse der Versuch gemacht, Kohlenwasserstoffe durch Hitzeeinwirkung zu zerbrechen und Kohlenwasserstoffbausteine zur Verfügung zu stellen. Innerhalb der Kette „Kohlendioxid-Rohstoff-Produkt-Abfall" (Abb. 5.3.14) führt die Pyrolyse vom Kohlenstoff-Kohlenstoff- und Kohlenstoff-Wasserstoff-Bindungen enthaltenden Abfall wieder zum petrochemischen Rohstoff als Synthesebaustein im technischen Kohlenstoff-Kreislauf zurück, während die Verbrennung zum Grundbaustein der Photosynthese zurückführt.

Die gezeigte Abfolge läßt erkennen, daß bei einer Verbrennung regelmäßig eine Pyrolyse vorausgeht oder integriert ist. Es ist ferner selbstverständlich, daß für Pyrolyseprozesse nur organisches, also C-C- und C-H-Bindungen enthaltendes Material als Einsatzstoff geeignet ist und daß die Erhaltung dieser im

Abbildung 5.3.14

Die Stellung von Pyrolyse und Verbrennung im Kohlenstoffkreislauf



Legende: □ = Stoff, ◇ = Prozeß oder Verfahren

Quelle: SRU

Abfall noch vorhandenen C-H-Bindungen der eigentliche ökologische Sinn der Pyrolyse mit dem Ziel der Rohstoffrückgewinnung ist.

Prinzipiell schafft die Pyrolyse die Möglichkeit, C-H-Bindungen zu erhalten. Ob dies ökonomisch sinnvoll ist, hängt von der Marktsituation ab, und diese ist natürlich ganz unterschiedlich, je nachdem, wie ökologische Notwendigkeiten in die Produktbewertung eingehen.

Verfahrensvarianten der Pyrolyse

1268. Über den Stand der Pyrolyseverfahren zur Abfall- und Sonderabfallbehandlung berichten BISCHOFSBERGER und BORN (1989), JÄGER (1989) und PIECHURA (1988) zusammenfassend und ausführlich. Nach BISCHOFSBERGER und BORN (1989) lassen sich die bekanntgewordenen Pyrolyseverfahrensvarianten vier Grundstrukturen zuordnen (Abb. 5.3.15). Alle vier Grundstrukturen beinhalten die Aufbereitung des Einsatzstoffes, die Pyrolysegaserzeugung und -nutzung sowie die Deponierung der anfallenden festen Rückstände. Diese Systematik faßt die unterschiedlichen firmenspezifischen Ausführungsformen nach gemeinsamen Kennzeichen zusammen und erleichtert so die abfalltechnische Beurteilung der Pyrolyse (BISCHOFSBERGER und BORN, 1989, S. 211).

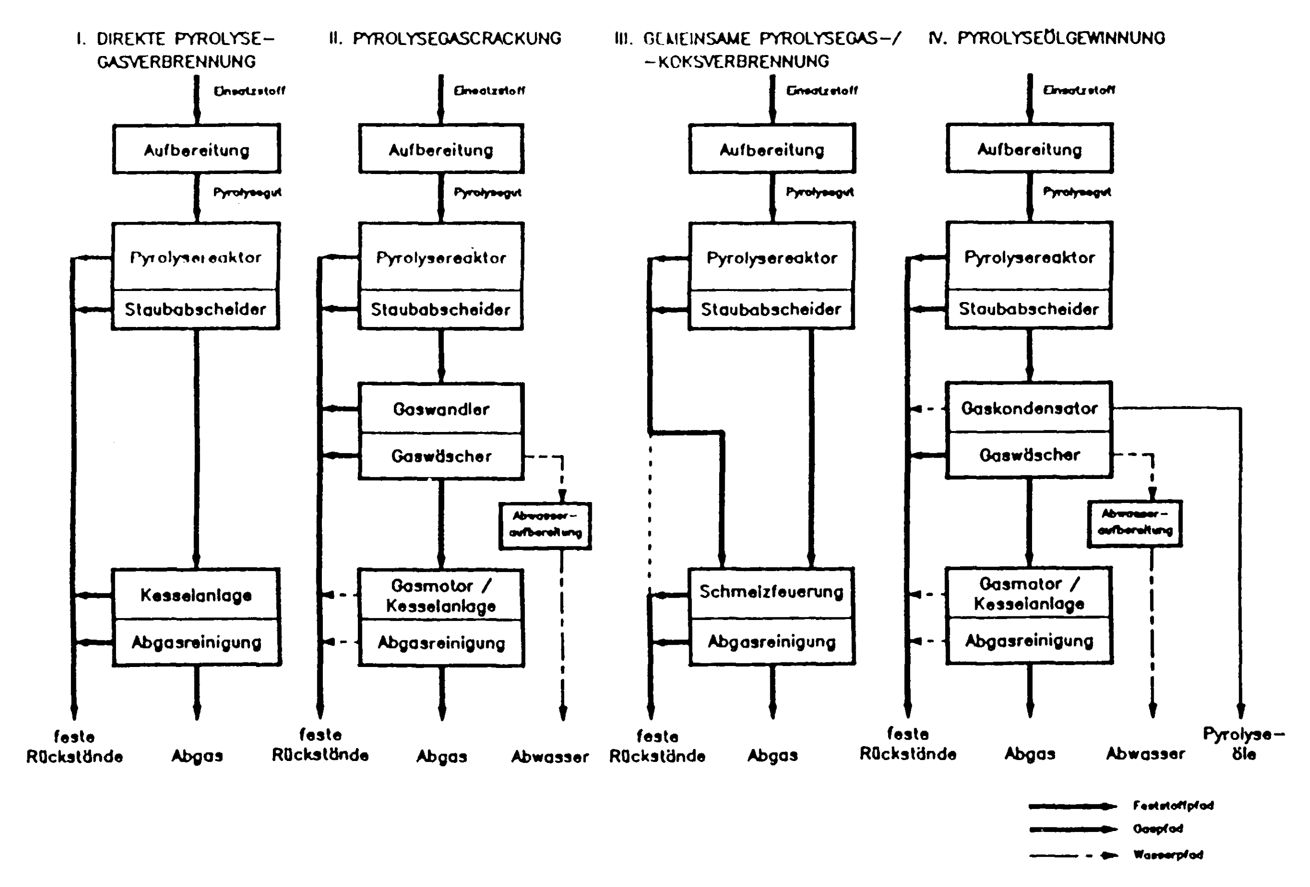
Die in Abbildung 5.3.15 dargestellten Verfahren nach I bis III stellen gestufte Verbrennungen dar und sind deshalb in Kapitel 5.4 behandelt. Im folgenden wird auf Verfahren nach IV, die eine Wertstoffgewinnung zum Ziel haben, einschließlich eines interessanten Verfahrens zur Klärschlammbehandlung eingegangen.

5.3.4.2.2 Das Tübinger Verfahren zur Klärschlammpyrolyse

1269. Das Bayer-Verfahren (BAYER, 1986) bedarf besonderer Erwähnung, da es wegen der großen Menge anfallenden Klärschlammes von über 50 Mio. m^3 pro Jahr mit ca. 2,6 Mio. t Trockensubstanz pro Jahr besondere Bedeutung erlangen könnte. Es handelt sich um die sogenannte Niedertemperaturkonvertierung von vorgetrocknetem Klärschlamm zu überwiegend aliphatischen Ölen und Fettsäuren. Dabei wirken im Klärschlamm vorhandene anorganische Materialien als Katalysatoren, unter deren Wirkung die Umwandlung von Biomasse in Öl bereits bei Temperaturen von 200 bis 320 °C abläuft. Bezogen auf die eingesetzte Trockensubstanz können Ölausbeuten von 20 bis 30 Gew.-% erreicht werden (BAYER und KUTUBUDDIN, 1981, 1982 und 1984). Das Verfahren

Abbildung 5.3.15

Systematischer Aufbau der Pyrolysevarianten



Quelle: BISCHOFSBERGER und BORN (1989)

wurde auch auf andere Siedlungsabfallarten adaptiert.

Die Methode ist bis 1989 in der Bundesrepublik und in Kanada in Anlagen mit Durchsätzen bis zu 1 t pro Tag getestet worden. Mit Hilfe einer Transportschnecke wird das Material durch vier Temperaturzonen (100 — 180 — 280 — 350 °C) gefördert, wobei jeweils Öl und Kondenswasser abgezogen werden. Die Elementaranalyse der Öle ergibt etwa 75 % Kohlenstoff, 12 % Wasserstoff, 5 % Stickstoff. Der Rückstand betrug etwa 55 % mit einem Kohlenstoffgehalt von 30 %, entsprechend dem Heizwert von Braunkohle.

1270. Derzeit (Mai 1990) gehen in Nordrhein-Westfalen eine Pilotanlage für Abfall (mit 200 kg/h Durchsatz) sowie eine Demonstrationsanlage für Klärschlamm (mit 5 bis 6 t/Tag Durchsatz) in Betrieb. In der letzteren Anlage wird vorentwässerter Faulschlamm mit 25 Gew.-% an Trockensubstanz durch indirekte Dampfbeheizung zu trockenem Feingranulat mit 95 % Trockensubstanzgehalt verarbeitet. Dieses Granulat soll bei 220 bis 380 °C der Niedertemperaturkonvertierung unterworfen werden. Es ergibt eine staubförmige Trockenmasse, aus der Gase, Restwasser, Öl und Fettsäuren abdestilliert werden und als Rückstand Koks verbleibt, der vorhandene Schwermetalle bindet.

Die Gase sollen unter Zuspeisung von aliphatischer Konversionsölfraktion bei hoher Temperatur verbrannt werden und den Energieeigenbedarf und zusätzlich Dampf bzw. Elektrizität liefern. Die Ölphase besteht zu 60 bis 75 % aus dem sogenannten aliphatischen Konversionsöl und zu etwa 25 % aus Fettsäuren; bei entsprechender Fahrweise läßt sich der Fettsäurenanteil bis zu 30 % steigern. Da Fettsäuren einen wertvollen Rohstoff für die chemische Industrie darstellen, für den es bereits einen Markt gibt, und da die Konversionsfettsäuren die Qualitätsanforderungen der Abnehmer erfüllen, wird von einem gesicherten Absatz ausgegangen. Das aliphatische Konversionsöl entspricht den Spezifikationen von schwefelarmem Heiz- bzw. Dieselöl mit 0,1 bis 0,2 Gew.-% Schwefelgehalt (KUTUBUDDIN, pers. Mitt. vom 15. Mai 1990).

1271. Für die Energiebilanz des Verfahrens ist von entscheidender Bedeutung, ob der Koksrückstand verbrannt werden kann. Nach den Planungen der Demonstrationsanlage in Nordrhein-Westfalen soll dies der Fall sein, wenn der Einsatzstoff geringe Cadmium- und Quecksilberbelastungen aufweist. Für die Deponierung höher schwermetallbelasteter Koksrückstände ist die elutionssichere Einbindung der Metalle in die Kohlenstoffmatrix das Kriterium, das nach der künftigen TA Abfall, Teil 1, Anhang D geprüft werden muß.

Eine Möglichkeit, den Koksrückstand nicht ablagern zu müssen, ergibt sich, wenn die Rückstände nach dem Säureextraktionsverfahren (Abschn. 5.3.4.1.3) gelaugt, d. h. dekontaminiert werden. Entsprechende Forschungsarbeiten sind angelaufen (MÜLLER, 1989).

Die Rentabilität der Klärschlammkonvertierung hängt vom Umfang und den Kosten der Vorentwässerung wesentlich ab. Für die Klärschlammentwässerung werden zahlreiche mechanische und zum Teil thermische Verfahren vorgeschlagen (PINNEKAMP, 1987).

5.3.4.2.3 Pyrolyseverfahren für energiereiches Material

1272. Die der Gruppe IV (Abb. 5.3.15) zuzuordnenden Verfahren gehen überwiegend von energiereichen Ausgangsverbindungen, wie beispielsweise Kunststoffabfall, Altreifen usw., aus und haben nicht die Beseitigung, sondern die Wertstoffgewinnung zum Ziel. Sie sind, wie Abbildung 5.3.15 anschaulich macht, durch einen umfangreicheren Produktgewinnungsanteil gekennzeichnet. Als eigentlicher Pyrolysereaktor ist meist ein Drehrohr gewählt worden; lediglich das sogenannte „Hamburger Pyrolyseverfahren" sowie eine Großanlage in Japan führen die Pyrolyse in Wirbelschichtreaktoren durch (BISCHOFSBERGER und BORN, 1989, S. 28).

Verfahren mit Drehrohr als Reaktor

1273. Die Entwicklung dieser Verfahrensvariante wird seit 1974 betrieben; in Salzgitter ist eine großtechnische Demonstrationsanlage für 6 t/h Durchsatzleistung realisiert worden.

Abbildung 5.3.16 zeigt das Verfahrensschema dieser SPG-Sonderabfall-Pyrolyseanlage.

Als Einsatzgüter sind Kunststoffe aus Siedlungsabfällen, Kunststoffabfälle, Autoshredderabfälle, Fette, Wachse, Lacke, Chemierückstände, ölhaltige Betriebsmittel sowie Altreifen vorgesehen.

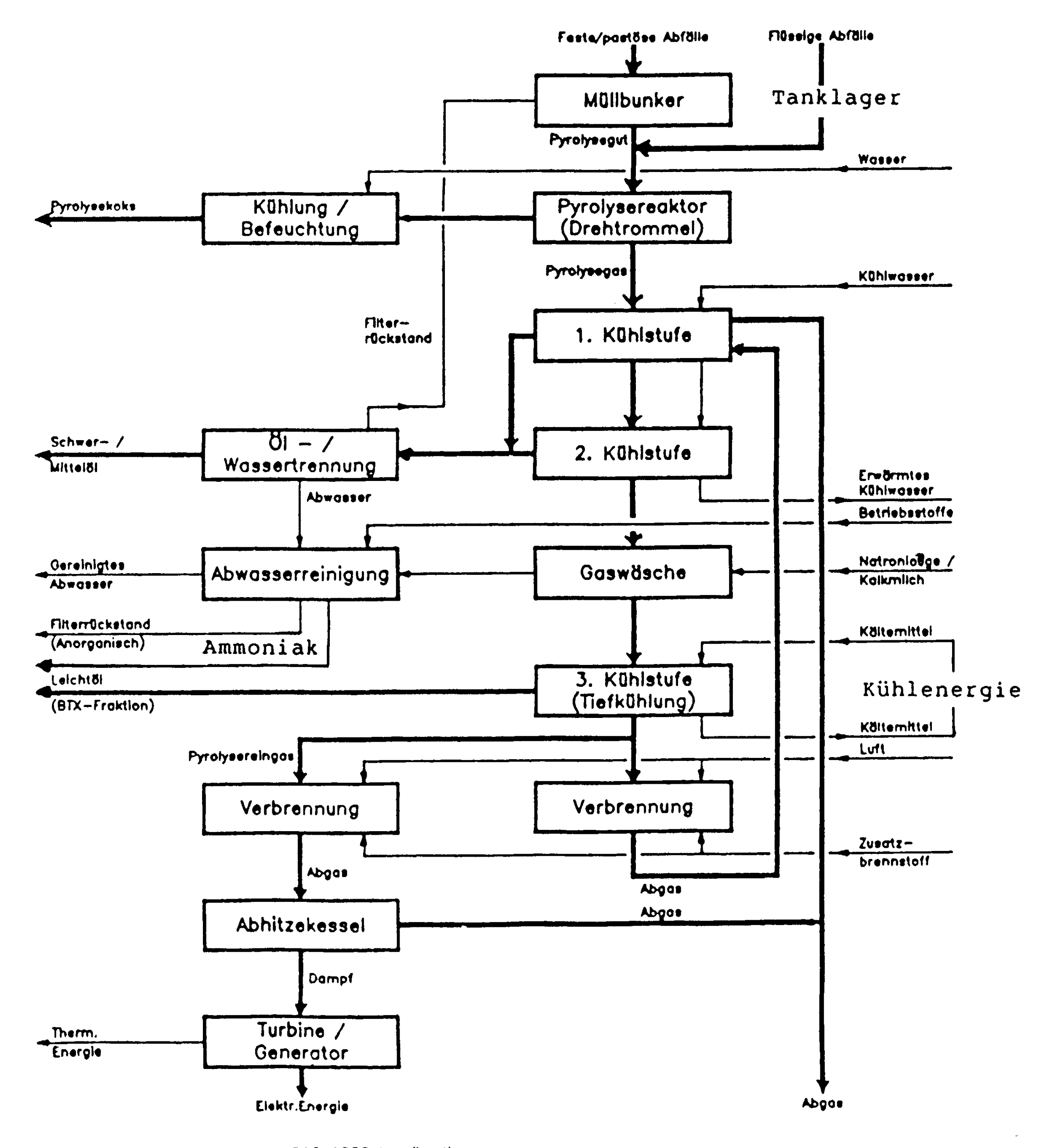
1274. Besondere Kennzeichen dieser Verfahrensvariante sind:

- Einsatz fester, pastöser und flüssiger Abfälle,
- Drehtrommelreaktor mit indirekter Beheizung durch Gasbrenner im Doppelmantel,
- Gewinnung von Rohstoffen und Energie,
- Hochtemperaturverbrennung des Pyrolysereingases bei 1 200 °C,
- prozeßbedingter Abwasseranfall.

Das Pyrolysegut durchläuft eine indirekt, in den Kammern des Doppelmantels beheizte Drehtrommel von 28 m Länge und 2,8 m Durchmesser. Es entstehen Pyrolysekoks und -gas. Der Pyrolysekoks wird ausgetragen, das Pyrolysegas geht in die Gasbehandlungsstrecke. In der ersten und zweiten Kühlstufe wird Wasser eingedüst; dabei werden die Öldämpfe im Pyrolysegas verflüssigt und vorhandener Staub mit dem Wasser niedergeschlagen. Das Öl wird in Dekantern abgetrennt. Die abgefilterten Feststoffe durchlaufen den Pyrolyseprozeß erneut. Nach der Ölabscheidung aus dem Gas geht letzteres in eine mehrstufige alkalische Gaswäsche. Nach Abscheidung niedrigsiedender Gasbestandteile durch eine Kühlstufe wird das verbleibende Gas bei 1 200 °C unter Dampferzeugung verbrannt. Tabelle 5.3.3 enthält eine Übersicht über die Produktzusammensetzung in Abhängigkeit von dem Einsatzgut aus dem Versuchsbetrieb 1987.

Abbildung 5.3.16

Verfahrensschema der Sonderabfallpyrolyseanlage in Salzgitter



Quelle: BISCHOFSBERGER und BORN, 1989 (ergänzt)

Ganz ähnliche Ergebnisse lieferte auch die von der Arbeitsgemeinschaft Mannesmann Rüttgerswerke für Monoabfälle entwickelte und betriebene Versuchsanlage mit 200 kg/h Durchsatzleistung. Da auch das Verfahrenskonzept ähnlich aufgebaut ist, wird diesbezüglich auf die Literatur verwiesen (BISCHOFSBERGER und BORN, 1989, S. 71). 1980 wurde das Projekt mit einer Studie für eine Prototypanlage von 70 000 t/a Leistung abgeschlossen und die Versuchsanlage demontiert. Tab. 5.3.4 zeigt die relative Verteilung der Ausbeute auf die Produkte bei verschiedenen Einsatzstoffen.

Die Vor- und Nachteile des Drehrohrreaktors sind bei BISCHOFSBERGER und BORN (1989, S. 90 ff.) detailliert angegeben.

Verfahren mit Wirbelschichtreaktor

1275. Während sich in einer Drehtrommel als Pyrolysereaktor, in dem im Reaktor befindlichen Gut ortsspezifische Temperatur- und Konzentrationsgradienten aufbauen, ist ein Wirbelschichtreaktor zumindest

Tabelle 5.3.3

Übersicht über vorläufige Versuchsergebnisse der Pyrolyseanlage in Salzgitter aus dem Jahre 1987

Versuchstag Müllart	14. 4. 87	25. 6. 87	26. 6. 87	20. 8. 87	27. 8. 87
	Abfallgemisch*)			Kunststoff aus Hausmüll	Altreifen
		+ Säureharz	+ Pyrolyseöl		
Input (kg/h) wasserfrei:	833	1 671 +111	1 519 +344	1 510	2 060
Pyrolyserückstand (kg/h) wasserfrei:	521	1 140	1 269	332	388
Gew.-% bezogen auf wasserfreien Input:	62,5	64,0	68,1	22,0	18,8
Pyrolyseöle Vorkühler + quenscher (kg/h) wasserfrei:	177	175	249	806	1 281
Gew.-% bezogen auf wasserfreien Input:	21,2	9,8	13,4	53,4	62,2
„BTX"-Öl (kg/h) ausgelitert:	1	65	101	44	78
Gew.-% bezogen auf wasserfreien Input:	0,1	3,6	5,4	2,9	3,8
Pyrolysereingas (m^3/h i. N. trocken):	78	337	313	274	392
(m^3/kg) bezogen auf wasserfreien Input:	0,09	0,19	0,17	0,18	0,19
Pyrolysetemperatur (°C):	649	647	646	650	650

*) Abfallgemisch ist ein inhomogenes Gemisch aus Shredderabfall, Kunststoffen, Altkabel, Filterrückstände und Stäube.

Quelle: BISCHOFSBERGER und BORN, 1989

Tabelle 5.3.4

Relative Verteilung der Ausbeute auf die Produkte Pyrolysegas, Pyrolysekoks und Kondensat (Mittelwerte) bezogen auf metallfreien Input

Einsatzgut	Pyrolyse-gas Gew.-%	Pyrolyse-koks Gew.-%	Kondensat Gew.-%
Altreifen	20	44	22
Auto-Shredder	18	51	16
Altkabel	27	25	15
Kunststoffe	31	19	25

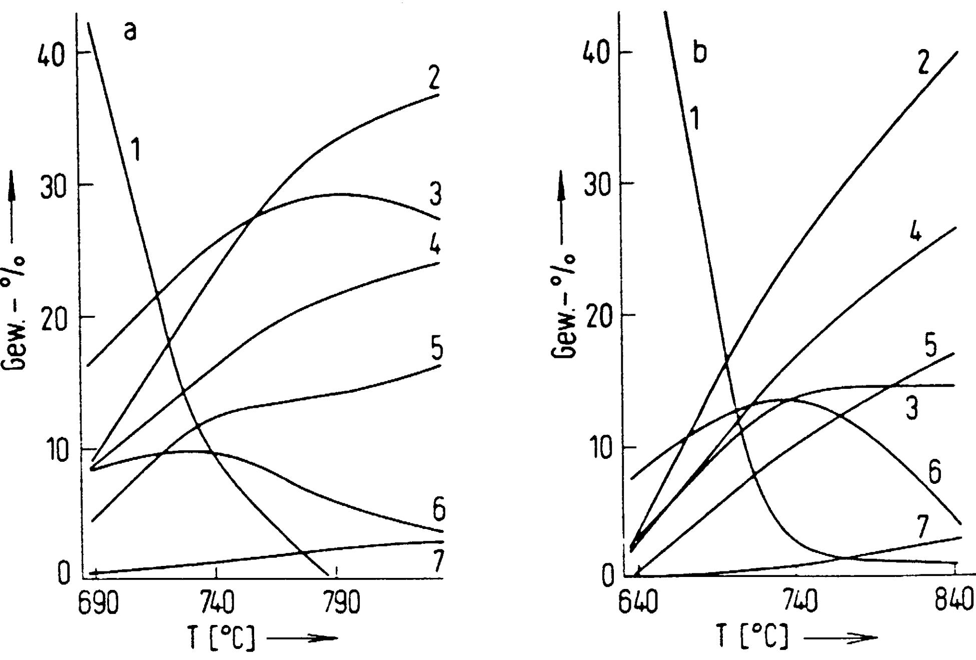
Quelle: BISCHOFSBERGER und BORN, 1989, dort zitiert nach: BRACKER et al., 1981

in erster Näherung ein gradientenfreier Reaktor. Die Hoffnung, in einem solchen gradientenfreien Reaktor durch Wahl von Temperatur und Verweilzeit bei gegebenem Pyrolyseeinsatzgut das Produktspektrum variieren zu können, war ausschlaggebend für die Wahl eines Wirbelschichtreaktors als Pyrolysereaktor bei der Entwicklung des sogenannten Hamburger Verfahrens. Details über die Labor- und Technikumsuntersuchungen sind mehrfach publiziert (s. z. B. KAMINSKY et al., 1984, 1985 und 1986). Hier sei lediglich darauf hingewiesen, daß tatsächlich vor allem in Abhängigkeit von der Temperatur die Zusammensetzung der Produkte recht stark variiert werden kann (Abb. 5.3.17).

Bei dem Hamburger Verfahren wird das Pyrolysegut unmittelbar in die Wirbelschicht gebracht, dort aufgrund der Turbulenzen sofort mit dem Bettmaterial vermischt und schlagartig erhitzt. Sein Anteil an diesem Gemisch liegt unter 5%, so daß ein großer Wärmepuffer für den Ausgleich kurzfristig schwankender Materialzusammensetzung gegeben ist (BISCHOFSBERGER und BORN, 1989, S. 92). Dies ist auch ein bemerkenswerter Sicherheitsaspekt: Ein für 1 t/h ausgelegter Drehtrommelreaktor enthält 1,5 t heißes Material, das auch nach Abschaltung noch weiter entgast. Ein entsprechend ausgelegter Wirbelschichtreaktor enthält dagegen nur 25 bis maximal 50 kg pyrolysierbares Material, die Reaktionszeit für die vollständige Umsetzung dieses Materials beträgt nur 1 bis 2 Minuten. Folglich werden 1 bis 2 Minuten nach der letzten Materialzugabe auch keine Pyrolysegase mehr gebildet. Dies konnte beim sogenannten Reifenreaktor durch den Einwurf unzerkleinerter Al-

Abbildung 5.3.17

Abhängigkeit der Produktstruktur vom Einsatzgut bei der Pyrolyse von Kunststoff-Monoabfällen in der Wirbelschicht



Legende: a) Polyethylen, b) Polypropylen, 1: Σ Aliphaten $\geq C_9$, 2: Σ Aromaten, 3: Ethylen, 4: Methan, 5: Benzol, 6: Propen, 7: Styrol.
Quelle: SINN et al., 1976

treifen und die Verfolgung des Pyrolysevorganges gezeigt werden (KAMINSKY, 1985).

1276. Es ist möglich, den Pyrolysevorgang durch Regressionsgleichungen zu beschreiben und in Abhängigkeit von der Zersetzung des Einsatzgutes auf bestimmte Produktkomponenten hin zu optimieren. Das Ziel, aus Kunststoffabfällen durch Pyrolyse die Einsatzstoffe für die Kunststoffherstellung zu gewinnen, kann jedoch nur in wenigen Sonderfällen erreicht werden.

Interessant könnte die Pyrolyse von Polymethylmethacrylat(„Plexiglas-")Abfällen sein, die in der Bundesrepublik in einer Menge von ca. 5 bis 10 000 t pro Jahr relativ rein anfallen.

Die Vor- und Nachteile des Wirbelschichtreaktors sind bei BISCHOFSBERGER und BORN (1989, S. 92ff.) detailliert beschrieben.

1277. Zur technischen Demonstration wurden zwei Pyrolysestraßen mit Wirbelschichtreaktoren errichtet, deren einer speziell für Altreifen, der andere für gemischte Kunststoffabfälle ausgelegt war. Vergleichend zu den anderen hier dargestellten Verfahren, ist das Verfahrensschema der Ebenhausener Anlage in Abbildung 5.3.18 wiedergegeben.

Der Reifenreaktor hat mit 700 Betriebsstunden — der längste Dauerbetrieb erfolgte mit 70 Betriebsstunden — seine Durchsatzleistung belegt. Beim Kunststoffreaktor ist bei Einsatz von Polyolefinen mit 400 kg/h anstelle der erwarteten 500 kg/h der mehrwöchige Dauerbetrieb demonstriert worden. Für relativ reine Kunststoffabfälle sind die Technikumsversuche bestätigt worden, so daß die Übertragung von Technikumsergebnissen auf die Erwartungen an die technische Demonstrationsanlage erlaubt ist.

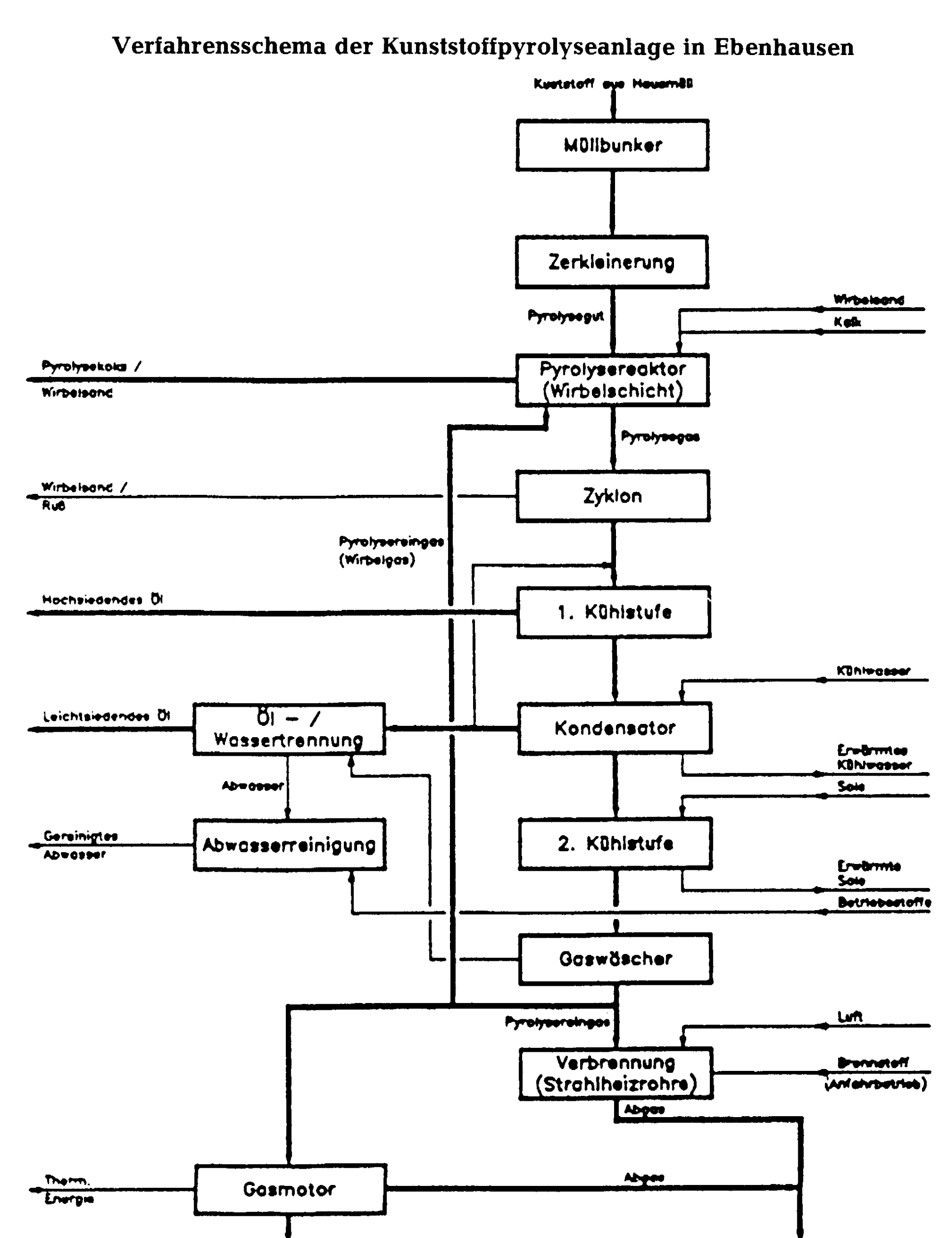
Nichtsdestoweniger wurde 1989 entschieden, die Anlage abzuschalten, weil bei derzeitigen Ölpreisen selbst bei Einsatz reiner Kunststofffraktionen kein Gewinn zu erwirtschaften ist.

1278. Zum Zwecke von Rentabilitätsrechnungen sind anhand der Daten aus der technischen Prototypanlage vom Betreiber verschiedene Verfahrensvarianten untersucht worden. Für die preiswerte Variante — die Kombination einer Kunststoffpyrolyseanlage für 2 × 1 t/h mit einer petrochemischen Anlage (also unter Verzicht auf eine eigenständige Kondensation und Aufarbeitung der Pyrolyseprodukte) und bei 5 000 Betriebsstunden im Jahr — wurden Nettoentsorgungskosten für eine Tonne Kunststoffabfall von 261 DM errechnet (ABB, 1989). Dabei sind Erlöse für die Pyrolyseprodukte schon berücksichtigt. Für die Verbrennung wurden Nettoentsorgungskosten in Höhe von 60 bis 140 DM/t angesestzt. Das Umweltbundesamt beziffert die heutigen Nettoentsorgungskosten durch Verbrennung mit 200 bis 280 DM/t allerdings wesentlich höher (Abschn. 5.4.10).

1279. Darüber hinaus mußte das Chlorproblem besonders bearbeitet werden. Obwohl durch Branntkalkzusatz auch in der Wirbelschicht — ebenso wie im Drehrohr — enthalogeniert werden kann, ist das Wirbelschichtverfahren aus Gründen der Massenbilanz für Einsatzgüter, die größere Mengen PVC enthalten, in der vorliegenden Form nicht geeignet. Schon die Betrachtung der Massenbilanz lehrt, daß höhere PVC-Gehalte prohibitiv sind, wenn der entstehende Chlor-

Abbildung 5.3.18

Verfahrensschema der Kunststoffpyrolyseanlage in Ebenhausen



Quelle: BISCHOFSBERGER und BORN, 1989

wasserstoff durch Branntkalk im Reaktor neutralisiert werden soll. Ein Grundbaustein Vinylchlorid mit der Molmasse 62,5 g liefert nach thermischer HCl-Abspaltung 26 g noch zu pyrolisierendes Material der Zusammensetzung $(CH)_n$ sowie 36,5 g HCl, die sich mit mindestens 56 g Branntkalk (CaO) zu mindestens 92,5 g Neutralisationsprodukt [Ca(OH)Cl] umsetzen, die ausgetragen werden müssen. Diese Menge würde aber notgedrungen noch mit 400 g Wirbelsand vermengt sein, so daß bei etwa 10 Gew.-% PVC im Einsatzgut pro Tonne eingetragenes Material über 600 kg Sand-Kalk-Calciumchlorid-Gemisch zu deponieren wären. Neuerdings wurde demonstriert, daß bei der Pyrolyse von chlorhaltigen Kunststoffen entstehender Chlorwasserstoff in Gegenwart von Amoniakgas problemlos zu Ammoniumchlorid umgesetzt werden kann, das sich leicht austragen und niederschlagen läßt (ABB, 1989).

Eingeschleppte oder aufgrund unvollständiger Enthalogenierung entstandene chlororganische Verbindungen machen in den Pyrolyseölen Gesamtchlorkonzentrationen zwischen 50 und 100 ppm aus, so daß eine Marktgängigkeit der Pyrolyseöle nicht gegeben war. Sie mußten als Sonderabfall beseitigt werden. Die erwähnten chlororganischen Verbindungen sind jedoch keine polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane.

Die Restchlorgehalte der Pyrolyseöle können neuerdings mit Natriumdampf durch eine Dampfphasenenthalogenierung der Pyrolysegase (Tz. 1257) auf unter 1 ppm gesenkt werden. Ohne die Notwendigkeit,

Kalk zuzusetzen, geht dann die zu deponierende Menge bei der Wirbelschichtpyrolyse fast auf Null zurück.

Die Gehalte an polychlorierten p-Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen (PCDD, PCDF) sind detailliert untersucht worden (KAMINSKY et al., 1988; STEFENSEN und MAKUSZIES, 1990). Tabelle 5.3.5 zeigt einige Analysenergebnisse aus dieser Untersuchungsreihe.

5.3.4.2.4 Hydrierung

1280. Unter Hydrierung wird die Anlagerung von Wasserstoff, hier insbesondere an organisches Material, verstanden. Ziel der Maßnahme ist die Einengung des Kohlenstoff-Wasserstoff-Verhältnisses mit dem Ergebnis, daß aus festem Ausgangsmaterial gasförmige und flüssige Kohlenwasserstoffe erzeugt sowie unerwünschte Heteroatome wie Stickstoff, Schwefel, Halogene oder Metalle abgetrennt werden. Dabei bleibt stets ein Rückstand zurück.

Die Hydrierung von Kohle und kohlechemischen Zwischenprodukten ist ein altbekanntes Verfahren aus den 20er Jahren. Diese katalytische Hochdruckhydrierung zur Erzeugung flüssiger Kohlenwasserstoffe nach dem Bergius-Pier-Verfahren, das in den 40er Jahren in Deutschland großtechnisch realisiert wurde, hat in den westlichen Industrieländern gegenwärtig keine Realisierungschancen. Gleichwohl werden verschiedene Verfahren weiterentwickelt und in Pilotanlagen demonstriert, so daß sie technisch als verfügbar gelten können (JENTZSCH, 1990; siehe z. B. BMFT-Forschungsvorhaben FKZ 03 E 6216 A 1984/89, Fördersumme 27,5 Mio. DM). Dagegen wird in der Rohölraffination die „Hydropyrolyse" („Hydrocracking") von kohlenstoffreichen Rückständen erprobt (HEDDEN und RIEGER, 1990).

1281. Aufbauend auf diesen Erfahrungen der katalytischen Hochdruckhydrierung haben mehrjährige Entwicklungsarbeiten die Möglichkeiten einer Verwertung von Kunststoffabfällen aufgezeigt (KORFF und KEIM, 1989; LÖFFLER, 1989). Durch Behandlung mit Wasserstoff werden gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalt, Gewerbe und Industrie — einschließlich Teppichresten, Shredderabfällen, Farb- und Lackresten — sowie organisch-chemische Produktionsabfälle bei Temperaturen bis 500 °C und bei Drücken bis 400 bar zu flüssigen Kohlenwasser stoffen umgesetzt. Dabei werden hohe Ausbeuten um 90 Gew.-% und darüber angegeben. Aus reinen Kunststoffen entsteht ein Rückstand aus Teer und Feststoff von ca. 1%; der Deponiebedarf für diesen sowie für nicht hydrierbare Bestandteile der Einsatzstoffe, d. h. für Inertmaterialien, Verunreinigungen und Füllstoffe, ist mit 5 bis 18% der Einsatzgutmenge relativ gering. Die Kohlenwasserstoffprodukte lassen sich in bestehenden Öl- oder Teer-Raffinerien zu marktgängigen Produkten verarbeiten. Die Aus-

Tabelle 5.3.5

Schadstoffgehalte (PCB, PCDD/F, PAH) in Pyrolyseölen nach dem Hamburger Verfahren

	Nachweisgrenze	Öl aus der Kunststoffpyrolyse, Destillationsrückstand [1]	Öl aus der Klärschlammpyrolyse, Destillationsrückstand [2]	Vergleich Altöl aus Verbrennungsmotoren
PCB (µg/kg)				
Trichlorbiphenyle	5	41	292	
Tetrachlorbiphenyle	5	74	331	
Pentachlorbiphenyle	5	35	447	
Hexachlorbiphenyle	5	12	317	
Heptachlorbiphenyle	5	nn	97	
Chlorierte Dioxine, Furane (µg/kg)				
2,3,7,8 TCDD	0,05	nn	0,67	nn
1,2,3,7,8 PeCDD	0,06	nn	3,50	nn
1,2,3,4,7,8 HxCDD	0,1	nn	0,46	nn
1,2,3,6,7,8 HxCDD	0,1	nn	1,83	nn
1,2,3,7,8,9 HxCDD	0,1	nn	1,37	nn
2,3,7,8+2,3,4,8 TCDF	0,05	0,38	0,27	nn
1,2,3,6,7,8 Hx CDF	0,05	0,30	0,05	nn
Polycyclische Aromaten PAH (Gew.-%)				
Phenanthren		2,4	3,25	
Pyren		0,87	0,69	

[1] Pyrolysedemonstrationsanlage in Ebenhausen (ABB)
[2] Pyrolysetechnikumanlage des Instituts für Makromolekulare und Technische Chemie der Universität Hamburg
Quelle: KAMINSKY et al., 1988

schleusung von Stickstoff (als Ammoniak) bzw. von Schwefel (als Schwefelwasserstoff/Elementarschwefel) ist problemlos.

1282. Aus den eingetragenen Halogenverbindungen werden Halogenwasserstoff sowie feste Salze gebildet. Mit mehrstufiger Hydrierung können sehr niedrige Organohalogengehalte in den Kohlenwasserstoffprodukten — zum Teil unter der Nachweisgrenze — erreicht werden (KORFF und KEIM, 1989). Stark halogenhaltige Abfälle wie PVC sollten jedoch verschnitten werden, weil sonst Chlorwasserstoff als Hauptprodukt entsteht, der nicht in die Produktstruktur einer Raffinerie paßt.

Nach Mitteilung der Betreiber wird derzeit eine kontinuierliche Technikumsanlage von 10 kg/h Durchsatzleistung mit Mitteln des Bundesministeriums für Forschung und Technologie und des Landes Nordrhein-Westfalen errichtet. Selbst bei optimalen Fortschritten in der Technologieentwicklung dürfte es noch fünf bis zehn Jahre dauern, bis die Hydrierung betriebssicher als Entsorgungsanlage gebaut werden kann. Erst nach Klärung der Technik kann die Wirtschaftlichkeit verbindlich beurteilt werden.

5.3.4.2.5 Hydrolyse

1283. Mit Hilfe von Wasser können bestimmte chemische Bindungen aufgespalten werden. Dies ist für organische Abfälle dann interessant, wenn dadurch aus hydrolysierbaren Verbindungen chemische Rohstoffe oder Zwischenprodukte, d. h. bestimmte Strukturen, erhalten und wiedergewonnen werden können. Solche geeigneten Abfälle sind hochmolekulare Polymere wie Polyester, Polyurethane, Polyamide und Polysaccharide. Die Rückbildung von Monomeren aus den entsprechenden Polymeren als Umkehrung des Polymerisations-, Polykondensations- oder Polyadditionsprozesses („Depolymerisation") soll möglichst quantitativ verlaufen. In der Regel muß das Reaktionswasser unter hoher Temperatur und somit unter hohem Druck eingeführt werden (BAUER, 1989).

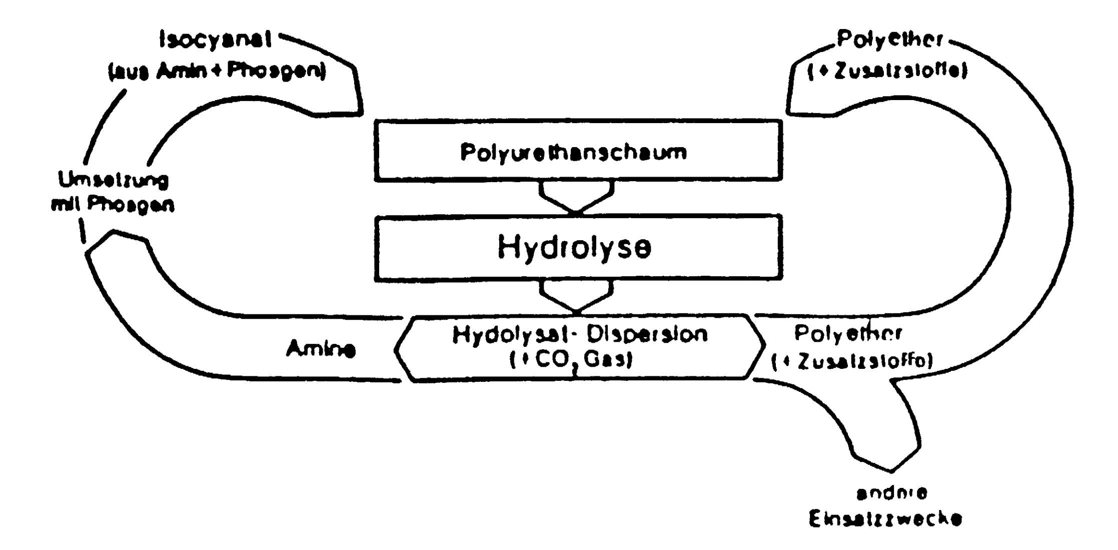
Polyurethanhydrolyse

1284. Ein besonders elegantes Verfahren zur kontinuierlichen Depolymerisation von Polyurethan wurde von GRIGAT (1978) und NIEDERDELLMANN (1979) beschrieben. Dazu wurde ein Doppelschneckenextruder, der in der Kunststoffverarbeitung benutzt wird, modifiziert. In diesem Extruder wirkt Wasserdampf auf Polyurethan-Weichschaumabfälle ein. Diese werden dabei nahezu quantitativ zu Toluylendiamin, Polyether und Kohlendioxid gespalten. Das Toluylendiamin kann mit Phosgen wieder zu Toluylendiisocyanat, einer der Ausgangskomponenten des Polyurethans, umgesetzt werden. Das andere Hydrolyseprodukt ist ein Polyether, wie er aus Glykol und Alkylenoxid erhalten wird. Es wurde gezeigt, daß auf Basis der Hydrolyseprodukte, nur unter Verbrauch von Phosgen, wieder Polyurethane in akzeptabler Qualität hergestellt werden können (Abb. 5.3.19; HÄRDTLE et al., 1988).

1285. Der Rat ist der Auffassung, daß hier unausgeschöpfte Entwicklungen vorliegen. Bei der Zunahme des Kunststoffeinsatzes in der Automobilindustrie sollte es unter Beachtung der Regeln des recyclinggerechten Konstruierens (Kap. 4.4) möglich werden, hinreichend große Mengen relativ reiner hydrolysierba-

Abbildung 5.3.19

Schematische Darstellung der Hydrolyse von Polyurethan-Schaumstoffabfällen zur Rückführung in die Polyurethansynthese



Quelle: NIEDERDELLMANN, 1979

rer Kunststoffe bei sachgerechter Zerlegung ausgemusterter Kraftfahrzeuge fraktioniert zu sammeln und nach pyrolytischer und/oder hydrolytischer Spaltung die Grundstoffe in den Rohstoffkreislauf zurückzuführen. Dies ist allerdings nur in Zusammenarbeit aller Beteiligten — Kunststofferzeuger, -verarbeiter und -anwender — möglich, weil ein Interessenausgleich gefunden werden muß. Zum Beispiel müssen sich die Sekundärprodukte im Wettbewerb mit den Primärkunststoffkomponenten behaupten. Voraussetzung für die Erzeugung hochwertiger Sekundärprodukte ist die Kennzeichnung der Kunststoffe.

Hochtemperaturhydrolyse

1286. Durch Hydrolyse insbesondere bei höheren Temperaturen können feste und flüssige Abfälle umgewandelt werden; gelegentlich notwendige lange Reaktionszeiten lassen sich katalytisch durch Protonen oder Hydroxylionen beschleunigen. Es war in Japan vorgeschlagen worden, überhitzten Wasserdampf (500 bis 650 °C) aus Abfallverbrennungsanlagen auf Altöle, Altreifen und Kunststoffe einwirken zu lassen (TSUTSUMI, 1975). Abbildung 5.3.20 zeigt den Verfahrensvorschlag. Es ist aber keine technische Realisierung bekannt geworden. Vielmehr wird der in Abfallverbrennungsanlagen erzeugte Wasserdampf heute allgemein zur Stromerzeugung, Prozeßdampfversorgung und Fernheizung verwendet.

Hydrolyse natürlicher makromolekularer Abfallstoffe

1287. Im Gegensatz zu synthetisch-organischen Polymeren können natürliche Polymere, z. B. Polysaccharide, durch Hydrolyse leicht zu ihren monomeren Bausteinen zerlegt werden. Moderne Varianten solcher altbekannten, auch großtechnisch geübten „Verzuckerungs"-Verfahren könnten theoretisch auch in der Abfallwirtschaft eine Bedeutung erlangen.

Ein vom Bund und den Europäischen Gemeinschaften gefördertes Forschungsvorhaben (1981/85) zielte darauf ab, cellulosehaltige Abfallstoffe, vor allem Altpapier, zu Glukose zu hydrolysieren und dieses Produkt weiter auf fermentativem Wege zu Ethanol umzuwandeln (BREYER et al., 1986). Über die großtechnische Realisierung des Verfahrens mit Abfällen ist jedoch nichts bekannt; der BMFT-Statusbericht „Abfallverwertung in der Bundesrepublik Deutschland 1989" (JÄGER, 1989) erwähnt das Verfahren nicht mehr. Eine ähnliche Entwicklung wurde jedoch in Österreich kürzlich noch verfolgt („Hydrothermolyse von Biomasse", AB 53-066 in der UFOKAT 1988 des UBA).

Die hydrolytische Spaltung von Biomasse spielt auch bei den anaerob-biologischen Abfallumwandlungsverfahren eine Rolle (Abschn. 5.2.7). Die Hydrolyse von Kohlehydraten, Fetten, Eiweißen und Nukleinsäuren wird zwar im allgemeinen auf natürlichem Wege durch extrazellulare enzymatische Vorgänge vollzogen, kann aber durch Zugabe von Natronlauge beschleunigt werden. In einer der angebotenen Verfahrensvarianten zur anaeroben Behandlung von Naßmüll soll dieser Schritt auch in größerem Maßstab verwirklicht werden (SPENDLIN und STEGMANN, 1988).

5.3.4.2.6 Alkoholyse und Glykolyse

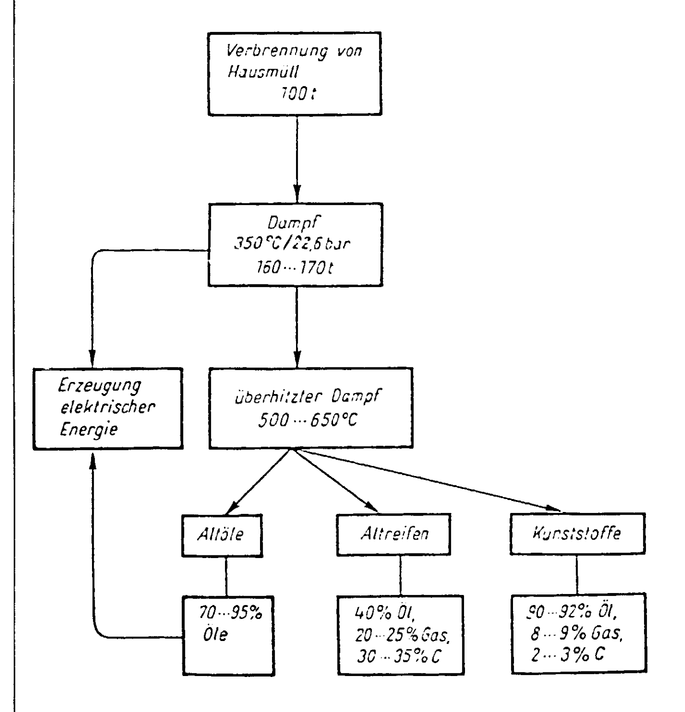
1288. Als eine Weiterentwicklung der Polyurethanhydrolyse (Tz. 1284 f.) kann die Alkoholyse/Glykolyse bezeichnet werden: Die geeigneten, d. h. verseifbaren sortenreinen Kunststoffabfälle werden nicht mit Wasser sondern mit mono-, bi- oder polyfunktionalen Alkoholen (z. B. Glykolen) umgesetzt.

Derzeit wird das im Prinzip bekannte Verfahren, Polyester, Polyamide und Polyurethane durch Alkoholysereaktionen in ein für die Polyurethanverschäumung geeignetes Polyol zu spalten, zu einem kontinuierlichen Verfahren weiterentwickelt (BAUER, 1988 und 1989; HÄRDTLE et al., 1988). Nach Mitteilung der Bearbeiter zeigen die Ergebnisse, daß das entstehende hochviskose Recycling-Polyol, mit Neu-Polyolen verschnitten, im großtechnischen Blockversuch gute Hartschaumstoffe zu erzeugen erlaubt.

Diese Untersuchungen werden speziell für bei der Autositzherstellung anfallende vermischte Kunststoffabfälle durchgeführt. Das Verfahren wird nur einen vergleichsweise kleinen Anteil des Kunststoffentsorgungsproblems lösen können. Anlagen mit 300 bis 500 t pro Jahr Durchsatzleistung sollen sich für PolyurethanHartschaumabfälle in der Planung befinden.

Abbildung 5.3.20

Verfahrensvorschlag zur Hochtemperaturhydrolyse von synthetisch-organischen Abfällen



Quelle: TSUTSUMI, 1975, geändert

5.3.4.3 Verfahren zur Immobilisierung (Konditionierung, Verfestigung, Stabilisierung) von Abfällen

1289. Die Begriffe Konditionierung/Verfestigung/Stabilisierung/Immobilisierung werden in der Literatur uneinheitlich verwendet. Der Rat hat in seinem Sondergutachten „Altlasten" (SRU, 1989) auf diese Problematik hingewiesen und den Oberbegriff „Immobilisierung" für alle Eingriffe verwendet, die geeignet sind, die Mobilität und die Mobilisierbarkeit der Schadstoffe in kontaminierten Massen herabzusetzen (SRU, 1989, Tz. 526ff.). In der Regel handelt es sich um eine Zustandsänderung, z. B. die Einbindung in Bindemittel- und Zuschlagstoffsysteme mit Vor- und Nachbehandlung der Stoffe. Es gibt fließende Übergänge bzw. Überlappungen zwischen den verschiedenen Mechanismen. Dies führt dazu, daß verschiedene angestrebte Ziele einer Immobilisierung, wie z. B. Handhabungserleichterung oder Deponierbarkeit, und die erreichbaren Effekte, wie die mechanische bzw. chemische Langzeitstabilität, voneinander nicht klar abgegrenzt werden.

Der Rat definiert die „Konditionierung" als eine Behandlungsmethode mit dem Ziel, die Handhabungseigenschaften von fließfähigen — pastösen, flüssigen, schlammförmigen — sowie staubbildenden Abfallstoffen zu verbessern (WIEDEMANN, 1982, S. 128). Dazu sind verschiedene chemisch-physikalische Behandlungsschritte notwendig. Nach WIENBERG und CALMANO (1989) handelt es sich um Handhabungsvorteile durch Konsistenz- oder pH-Änderung. Oft werden auch die Schritte Entwässerung und Verfestigung unter „Konditionierung" mitverstanden; diese führen auch zu einer — allerdings geringen — Immobilisierung. Die Immobilisierung ist in den meisten Fällen mit Volumen- und Massenzunahme verbunden; dabei tritt eine Schadstoffverdünnung im Immobilisierungsprodukt ein.

Ein wesentlicher Immobilisierungseffekt kann sich als physikalischer Einschluß der Schadstoffpartikeln in eine feste und wenig wasserdurchlässige Masse und insbesondere als chemische Einbindung ergeben. In dieser Hinsicht bestehen die schon angesprochenen fließenden Übergänge der verschiedenen Einbindemechanismen. Von diesen Mechanismen hängt allerdings die Dauerwirksamkeit der Schadstoffimmobilisierung ab. Aus diesem Grunde hat sich der Rat nur für den versuchsweisen Einsatz der Immobilisierung bei der Altlastensanierung ausgesprochen (SRU, 1989, Tz. 536ff.).

1290. Es bleibt zu hoffen, daß für die Abfälle, die deponiert werden müssen, durch die „Zuordnungskriterien für die Zuordnung von Abfällen zur oberirdischen Ablagerung" (s. TA Abfall, Teil 1, Anhang D) die oben skizzierte Unsicherheit behoben wird; mittlerweile liegen auch die Zuordnungswerte vor (BR-Drucksache 482/90). Die Zukunft der verschiedenen Varianten der Immobilisierung hängt entscheidend von der Höhe dieser Zuordnungswerte ab. Bei strengen Werten können mit herkömmlichen, einfachen Methoden immobilisierte Abfälle gar nicht abgelagert werden. Wenn die Produkte aus den Immobilisierungsverfahren als Baustoffe Verwendung finden sollen, ist der Immobilisierung eine Dekontamination der Abfälle vorzuschalten.

1291. Für den Einsatz der Immobilisierungsverfahren muß ein Ziel- und Anforderungskatalog erstellt werden (WIENBERG und CALMANO, 1989), der sich auf die Gefährdung von Mensch und Umwelt, die Handhabbarkeit beim Transport und Einbau sowie die mechanische und chemische Langzeitstabilität in Verbindung mit der Ablagerung bezieht. Sonderanforderungen richten sich nach dem Ziel der eventuellen Weiterbehandlung und Verwertung. Im einzelnen sind dies:

- geringe Wasserdurchlässigkeit des Immobilisierungsprodukts
- keine Reaktion mit Wasser
- mechanische Langzeitstabilität und -integrität
- chemische und biochemische Langzeitstabilität von Hilfsstoffen und Immobilisaten
- keine Schadstofffreisetzung im Eluat über die Werte der Trinkwasserverordnung hinaus bei Verwitterung und Korrosion oder bei veränderten Milieubedingungen in der Ablagerung
- keine Abgabe von Reaktionsprodukten einschließlich Metaboliten aus biochemischen Umsetzungsprodukten
- Kompatibilität mit eventuell nachgeschalteten Verfahren.

1292. Beim Vorhandensein verschiedener Schadstoffe im Abfall können zwar bestimmte Schadstoffe immobilisiert, andere jedoch mobilisiert werden (WIEDEMANN, 1982). Die Kenntnis der Einbindemechanismen ist auch deshalb besonders wichtig. Die wichtigsten Einbindeformen sind:

- Ummantelung, z. B. Mikro-, Makroeinkapselung
- Einbindung in poröse Strukturen, z. B. Sorptionsmittel
- Einbindung in homogene Verfestigungsphasen, z. B. Polymere, Glas und andere Silikate
- Verfestigung durch chemische Reaktion mit dem Abfall, z. B. mit Kalk.

In der Praxis kommen diese Grundformen in der Regel überlappend vor. Die aktuellen Einbindemechanismen müssen für jeden Einzelfall ermittelt werden. Eine Übersicht über die Mechanismen der Schadstoffbindung und -remobilisierung findet sich bei WIENBERG und CALMANO (1989). GERSCHLER (1988) und KLAUS (1987) geben einen Überblick über die angebotenen Verfahren und die weltweit behandelten Abfallstoffe, wobei auffällig viele ölhaltige Abfälle behandelt wurden. Über die großtechnische Erprobung von Verfestigungsverfahren bei Altlasten in den USA im Rahmen des „Superfund Innovative Technology Evaluation (SITE)"-Programms berichten BARTH (1990), EPA (1989) und GRUBE (1990).

1293. Hinsichtlich des Einbindemechanismus besteht danach ein grundsätzlicher Unterschied zwischen anorganischen und organischen Abfallstoffen.

Da die wirksamsten Bindemittelsysteme auf anorganischer Basis aufgebaut sind, ist zu erwarten, daß die anorganischen Schadstoffe in diese besser eingebunden werden. Es gibt jedoch schadstoffspezifische Anomalien.

Da Asche und Flugstaub aus Verbrennungsprozessen — gegebenenfalls nach Zusätzen silikatischen Materials (Zemente, Puzzolane) — abbindefähige Matrizes darstellen, können ihre Abbindeeigenschaften zur Immobilisierung von anderen Abfällen genutzt werden. Sowohl enthaltene als auch durch Zumischung anderer Abfälle zugesetzte Schwermetallverbindungen werden beim Abbinden immobilisiert. Die Schwermetallionen werden chemisch als Silikate gebunden und zusätzlich in eine schwer durchströmbare Gelstruktur eingebettet (KLAUS, 1987; NZZ v. 9. Mai 1990).

1294. Äußerst wirksame (allerdings kostspielige) Extremfälle der Immobilisierung sind die Verglasung, d. h. die Einbindung in Glas (s. z. B. ANTON et al., 1988; HAMPEL und FITZPATRICK, 1988), das Plasmaschmelzverfahren (KLEIN, 1990) und die Verziegelung, d. h. die Einbindung in gesinterte Tone (s. z. B. HAMPEL et al., 1988). Mit diesen im Prinzip thermischen Verfahren werden die organischen Schadstoffe verbrannt oder ausgetrieben, während anorganische Schadstoffe — im wesentlichen Metalle — vorwiegend in die Matrix eingebunden, zum Teil ausgetrieben werden. Ihr Einsatz bedarf einer besonderen abgasseitigen Behandlung.

1295. Ein anderes spezielles, weniger aufwendiges Beispiel stellt die Konditionierung von Säureharzen mit Hilfe von neutralisierendem Agens, z. B. von Branntkalk, dar. Mit gebranntem oder gelöschtem Kalk ist dieses Verfahren jedoch technisch nicht befriedigend. Günstigere Ergebnisse wurden erzielt, wenn das Säureharz vor der Neutralisation unter Zusatz von Tonmineralien als Hilfsstoffen zu Partikeln von 20 bis 300 µm dispergiert wurde. Das Neutralisationsprodukt besteht im wesentlichen aus Kalk, Gips und feinstverteilten Kohlenwasserstoffen; seine Beständigkeit bedarf der Beobachtung. Nach Einschätzung von WIEDEMANN (1982) sowie WIENBERG und CALMANO (1989) handelt es sich trotz der chemischen Reaktion des Kalklöschens um eine rein physikalische Einbindung in eine mineralische Matrix, die reversibel ist.

Die Säureteer- und Säureharzkonditionierung ist nach dem Inkrafttreten der TA Abfall wahrscheinlich nicht mehr einsatzfähig, weil die Immobilisierungsprodukte nicht deponiefähig sind. Der Rat hält die Verwendung solcher Produkte als Baustoff für nicht vertretbar (SRU, 1989, Tz. 538). Der Rat weist darauf hin, daß sich durch den Einsatz moderner Altölaufbereitungsverfahren (Abschn. 4.5.2.7.2) der Anfall von Säureteeren und -harzen gänzlich vermeiden läßt.

Weitere Verfahrensbeispiele für die Immobilisierung von Abfallstoffen aus dem Altlastenbereich werden von ENSELING und KRINGS (1988), FRITSCH (1988), HÖFER (1988) und KRINGS (1988) beschrieben.

5.3.5 Schlußfolgerungen

5.3.5.1 Allgemeine Kosten- und Stoffflußbetrachtung der chemisch-physikalischen Behandlungsverfahren

1296. Abfallwirtschaft bedeutet, daß mit einem Minimum an Kosten eine möglichst große umweltentlastende Wirkung erzielt werden muß.

Dies ist zunächst dann der Fall, wenn innerhalb eines bestehenden Marktgefüges Verfahren der Verwertung rentabel gestaltet werden können. Dann fügen sie sich ohne besondere Hilfen in das Marktgeschehen ein. Sind dagegen Subventionen notwendig, so ist immer zu untersuchen, ob nicht durch Einsatz einer bestimmten Subventionssumme an anderer Stelle eine stärker umweltentlastende Wirkung erzielt werden kann.

Für solche Überlegungen ist die Betrachtung der Stoffflüsse wichtig. Es ist naheliegend, im Rückblick auf die zuletzt besprochenen Verfahren folgendes anzumerken: Aus 100% Erdöl entstehen 70% Diesel- und Heizöl, 20% Benzin und 10% Sonstiges (z. B. Asphalt). Der 20%ige Benzinanteil wird zu 13% als Vergaser-Kraftstoff und zu 7% als Chemie-Rohstoff (Naphtha) genutzt. Aus letzteren werden 4% Kunststoffe und 3% andere Chemieprodukte erzeugt. Offensichtlich werden also über 83% des Rohöleinsatzes verbrannt, nur maximal 17% werden stofflich genutzt.

1297. Im Sinne der Abfallwirtschaft ist es daher richtig, alle Anstrengungen zu unternehmen, um chemische Verfahren so zu überarbeiten, daß unter Erhaltung der Rentabilität eine Entlastung der Abfallströme eintritt. Kann die Rentabilität aber nicht erhalten werden und ist eine Verminderung der Abfallströme nur durch zusätzliche Kosten zu ermöglichen, so ist zu prüfen, ob diese zusätzlichen Kosten an der betrachteten Stelle eine maximale Abfallverminderung bewirken oder ob ihr Einsatz an anderer Stelle eine größere Abfallverminderung bewirken könnte.

So ist etwa die Rückgewinnung von petrochemischen Wertstoffen durch Pyrolyse von Kunststoffen ein zu erstrebender und die CO_2-Emission mindernder Vorgang im Vergleich zur Verbrennung. Offensichtlich wird eine quantitative Betrachtung sehr durch das Fehlen einer wirtschaftlichen Bewertung der Kohlendioxidemission erschwert.

1298. Durch das Konzept des produktionsintegrierten Umweltschutzes (Absch. 4.4.3) wurde die Überarbeitung einer Reihe von Verfahren veranlaßt. Es zeigt sich, daß die Optimierung auf geringe Abfallströme häufig sogar das wirtschaftliche Ergebnis verbessert. Offenbar liegen hier unausgeschöpfte Reserven für die Abfallverminderung vor. Erst nach Ausschöpfung dieser Reserven tritt die wirtschaftliche Betrachtung wieder in den Vordergrund.

5.3.5.2 Allgemeine Ziele der chemisch-physikalischen Behandlung von Abfällen

1299. Die klassische chemisch-physikalische Abfallbehandlung hat zum Ziel, Sonderabfälle chemisch umzuwandeln oder physikalisch aufzutrennen, Stoffe in Schlämme einzubinden, diese zu entwässern und deponiefähig zu machen. Dabei sollen brennbare Bestandteile für eine Verwertung oder, soweit dies nicht möglich ist, für die thermische Zerstörung vorbereitet werden. Mit der neuen TA Abfall, Teil 1 kommt die Aufgabe dazu, Konzentrate für eine spätere Verwertung oder für die untertägige Deponierung zu erzeugen. Auch biologische Verfahrensschritte können in die Prozeßketten integriert werden.

1300. Bei denjenigen Abfällen, die behandelt werden müssen, handelt es sich um bestimmte, auf anderen Wegen nicht zu beseitigende, überwiegend dezentral anfallende, vom Abfallrecht als besonders überwachungsbedürftig bezeichnete Abfälle („Sonderabfälle"). Für die Behandlung dieser überwiegend wäßrigen Sonderabfälle wurden verschiedene CP-Behandlungsanlagen als Dienstleistungsbetriebe — zum Teil mit Andienungszwang — errichtet. Diese nehmen den Abfallerzeugern Aufgaben wie Neutralisation, Entgiftung, Emulsionstrennung und Konditionierung ab, auf die die Gewerbebetriebe nicht eingerichtet sind. Da die Behandlungsanlagen ihrerseits Rückstände erzeugen, die verbrannt oder deponiert werden müssen, ist die Zusammenarbeit mit Sonderabfallverbrennungsanlagen und -deponien notwendig.

Das Gebot von Vermeidung, Verminderung und Verwertung erfordert vor allem von der Industrie die Anwendung physikalisch-chemischer Verfahren zum Zwecke der Minderung der Abfallströme, also eine abfallbezogene Verfahrensoptimierung.

1301. Die chemisch-physikalische Behandlung von kommunalen Abfällen oder Abfallkomponenten kommt in Spezialfällen in Betracht. Es gibt dafür Ansätze, aber noch keine Anlagen, die in die örtliche Entsorgungsplanung eingebunden sind.

5.3.5.3 Auswirkungen der TA Abfall, Teil 1

1302. Der Umgang mit Sonderabfällen („besonders überwachungsbedürftigen Abfällen") ist umfassend neu geordnet worden. Kern dieser Neuordnung, die bis zum Herbst 1990 in Kraft trat, ist die lückenlose Nachweiskette vom Abfallerzeuger bis zum Entsorger.

In die neu erlassene TA Abfall, Teil 1 wurde auch ein „Katalog der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle" mit Entsorgungshinweisen aufgenommen. Die TA Abfall enthält Mindestanforderungen hinsichtlich der Ausstattung der CP-Behandlungsanlagen, definiert deren Stand der Technik und verankert das Verwertungsgebot für Produkte der chemisch-physikalischen Behandlung. Sie schreibt die getrennte Behandlung vorwiegend anorganisch bzw. organisch belasteter Abfälle in eigenen Anlagensträngen vor.

Die derzeitige Ausstattung der großen zentralen CP-Behandlungsanlagen ist recht ähnlich; Unterschiede ergeben sich häufiger aus der Gewerbestruktur, die eine CP-Behandlungsanlage zu bedienen hat sowie aus den Möglichkeiten, die Endprodukte der Behandlung zu beseitigen.

5.3.5.4 Verfahren

1303. Die große Vielfalt der Abfallarten und deren mögliche chemische und physikalische Behandlung muß auf einige wenige allgemein anwendbare Verfahren eingeengt werden, die in den multifunktionalen CP-Behandlungsanlagen zentral ausgeführt werden können. Dazu gehören einige chemische Reaktionstypen sowie physikalische Grundoperationen der Stofftrennung.

1304. Grundsätzlich ist vereinfachend zwischen „Entgiftungs"- und „Entfrachtungs"-Verfahren zu unterscheiden; an beide können sich noch Immobilisierungs- bzw. Konditionierungsschritte anschließen. Wegen des Naturgesetzes von der Erhaltung der Masse bewirken viele Entgiftungsreaktionen — neben dem Massenzuwachs durch die zur Adsorption und Filtrierbarkeit notwendigen Schlammbildung — eine Aufsalzung des Restwassers. Dagegen sind Entfrachtungsprozesse geeignet, der Aufsalzung entgegenzuwirken und Konzentrate zu erzeugen, die jedoch unter Umständen nicht obertägig ablagerungsfähig sind.

1305. Eine sinnvolle Kombination von Entgiftung und Entfrachtung kann dazu genutzt werden, aus nicht verwertbaren Abfällen wieder Schadstoffkonzentrate zur Verwertung oder Zerstörung abzuscheiden. Dabei können die verunreinigten Matrizes, vor allem Wasser, aber auch Öle, weitgehend entfrachtet werden mit Reinigungsleistungen, die auf anderen Wegen nicht zu erreichen sind. Auf Immobilisierung und Aufsalzung ausgerichtete Verfahren werden immer weniger die steigenden deponie- und abwasserseitigen Anforderungen erfüllen können. Daher werden Verfahrenskombinationen, z. B. aus mehrstufiger Eindampfung, Strippung, mehrstufiger Membranbehandlung und Konzentratverbrennung oder -verwertung, zunehmende Bedeutung erlangen. Es ist anzustreben, Schwermetalle aufzukonzentrieren, Chlororganika zu dechlorieren und oxidierbare organische Verunreinigungen oxidativ zu zerstören.

1306. Die CP-Behandlungsanlagen müssen sich von den bisherigen Homogenisierungs-, Entgiftungs-, Schlammbildungs- und -konditionierungsanlagen zu leistungsfähigen, modernen chemischen Fabriken entwickeln. Ihr Produkt soll endlagerfähig sein. Soweit Salzkonzentrate und Eindampfkristallisate anfallen, ist ihre Verwertung zu prüfen, oder sie sind unter Tage abzulagern, wobei der benötigte Bedarf an untertägiger Deponiekapazität zu berücksichtigen ist. Aus Emulsionen und sonstigen Öl-Wasser-Gemischen werden die reinen Ölphasen für eine Verbrennung — in Sonderabfallverbrennungsanlagen, oder in Feuerungsanlagen nach der 17. BImSchV — abgetrennt, anstelle der bisher überwiegenden chemischen Spaltung und dem Einschluß in Schlämme. Dies entspricht

auch einer Forderung von SUTTER (1987) und der TA Abfall, Teil 1. Der Rat empfiehlt eine verstärkte Nutzung dieser kombinierten Abfallbehandlungstechnik.

1307. Parallel zu dieser Entwicklung fordert der Rat anzustreben, Verwertungsprozesse in die Sonderabfallerzeugerbetriebe vorzuverlagern, wie dies bei der Oberflächenbehandlung bereits geschieht.

1308. Neben den allgemein anwendbaren Verfahren gibt es zahlreiche Spezialverfahren mit Bedeutung bei der Lösung spezieller Abfallprobleme. Dazu gehören auch die Verfahren der Dekontamination oder der Spaltung, die auf feste Siedlungsabfälle, Klärschlamm, „Bio"- bzw. „Naßmüll" oder auf aus Haushalt und Gewerbe getrennt eingesammelte Kunststoffabfälle angewandt werden können.

5.3.5.5 Verwertungspotential der chemisch-physikalischen Abfallbehandlung

1309. Der Rat ist der Auffassung, daß das den chemisch-physikalischen Stoffumwandlungs- und Trennverfahren innewohnende Verwertungspotential noch viel zu wenig genutzt wird. In dieser Auffassung wird der Rat durch inzwischen eingetretene Erfolge beim Bemühen um den produktionsintegrierten Umweltschutz in der chemischen Industrie (Abschn. 4.4.3), aber auch durch die Aussage, daß vorhandene Verfahren zur Verwertung von Reststoffen kaum Anwendung finden und daß nur „drastisch steigende Preise für Rohstoffe und Beseitigung bei vertretbaren Energiepreisen die Situation ändern können" (MÜLLER, 1981), bestätigt.

Die stärkere Nutzung des Verwertungspotentials wird durch eine weitere Trennung und Getrennthaltung von Abfällen sowie durch eine Stoffstrom- und Verwertungsstrategie erleichtert. Je weniger Stoffarten einer chemischen Reaktion unterworfen werden, desto einfacher und damit leichter aufarbeitbar werden die Produktspektren. Durch die Abfallminimierung bei der gewerblichen Produktion kann schließlich die nachträgliche Behandlung in zentralen öffentlichen CP-Behandlungsanlagen teilweise überflüssig werden.

1310. Die Verwertung der Endprodukte aus der chemisch-physikalischen Behandlung muß jedoch unter dem Aspekt der Umweltverträglichkeit geprüft werden, damit einmal aufkonzentrierte Schadstoffe nicht wieder in die Umwelt dissipiert werden. Die Dekontamination von Verbrennungs- und Pyrolyserückständen dient diesem Ziel.

1311. Heute ist die Tragweite des in Nr. 8.3.3 TA Abfall, Teil 1 ausgesprochenen Verwertungsgebotes für Rückstände aus der CP-Behandlung noch nicht abzuschätzen. Es bleibt abzuwarten, wie die Vorschrift von den Abfallbehörden gehandhabt wird. Aus heutiger Sicht ist eine Verwertung in der Regel nicht möglich, weil die CP-Behandlung überwiegend als Vorbehandlung zur Deponierung ausgerichtet ist. Es kann jedoch erwartet werden, daß parallel zu der raschen Weiterentwicklung der physikalischen Trennverfahren auch mehr behördliche Anforderungen an Abfallerzeuger und CP-Anlagenbetreiber gerichtet werden mit dem Ziel, eine Verwertung zu ermöglichen oder sogar zu erzwingen. Die CP-Endprodukte müssen dann nicht die Qualitätskriterien der TA Abfall für Deponien, sondern die Qualitätsmaßstäbe der rohstoffverarbeitenden Grundstoffindustrie und der Betreiber von Verbrennungsanlagen erfüllen.

5.4 Thermische Abfallbehandlung

1312. Die thermische Abfallbehandlung umfaßt die folgenden Behandlungsverfahren:

- Verbrennung
- Entgasung (Pyrolyse): thermische Zersetzung organischen Materials unter weitgehender Sauerstoffabwesenheit
- Vergasung: Umwandlung des Kohlenstoffes mit einem geeigneten Vergasungsmittel (Luft, Sauerstoff, Wasserdampf) in Brenngase Kohlenmonoxid (CO), Wasserstoff (H_2) sowie Kohlendioxid (CO_2).

1313. Die Abfallverbrennung ist in der Bundesrepublik Deutschland das zur Zeit in der Praxis ausschließlich eingesetzte Verfahren zur thermischen Abfallbehandlung. Die Verfahren der Pyrolyse befinden sich derzeitig noch im Erprobungsstadium. Die Abfallvergasung wird in der Bundesrepublik Deutschland zur Zeit nicht weiterverfolgt.

1314. Primäres Ziel der thermischen Abfallbehandlung ist es, die im Abfall enthaltenen Schadstoffe zu zerstören oder in einen weitgehend immobilen Zustand zu überführen. Gleichzeitig wird

- die abzulagernde Abfallmenge erheblich vermindert und
- Wärme und elektrische Energie erzeugt.

Bei einzelnen Verfahren, vor allem bei der Pyrolyse, gewinnt man außerdem verwertbare Stoffe zurück (Abschn. 5.3.4.2.3).

5.4.1 Thermische Abfallbehandlung in der Bundesrepublik Deutschland

1315. Die Pyrolyse von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen, die häufig als umweltfreundlichere Alternative zur Abfallverbrennung genannt wird, ist viel weniger ausgereift als die Abfallverbrennung. Bisher existiert in der Bundesrepublik Deutschland lediglich eine großtechnische Pyrolyseanlage für Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle in Burgau in Bayern. Eine Versuchsanlage zur Pyrolyse von Brennstoff aus Müll wird bei Aalen betrieben. Eine Pilotanlage zur Erprobung des aus der Pyrolyse entwickelten Schwelbrennverfahrens existiert in Ulm-Wiblingen (Abschn. 5.4.3.2).

1316. Die ersten Abfallverbrennungsanlagen wurden bereits um die Jahrhundertwende in Betrieb genommen. Einen Überblick über die Abfallverbrennung in der Bundesrepublik Deutschland nach Zahl der Anlagen und verbrannten Abfällen für das Jahr 1987 — das letzte in der Abfallstatistik erfaßte Jahr — gibt Tabelle 5.4.1.

Tabelle 5.4.1

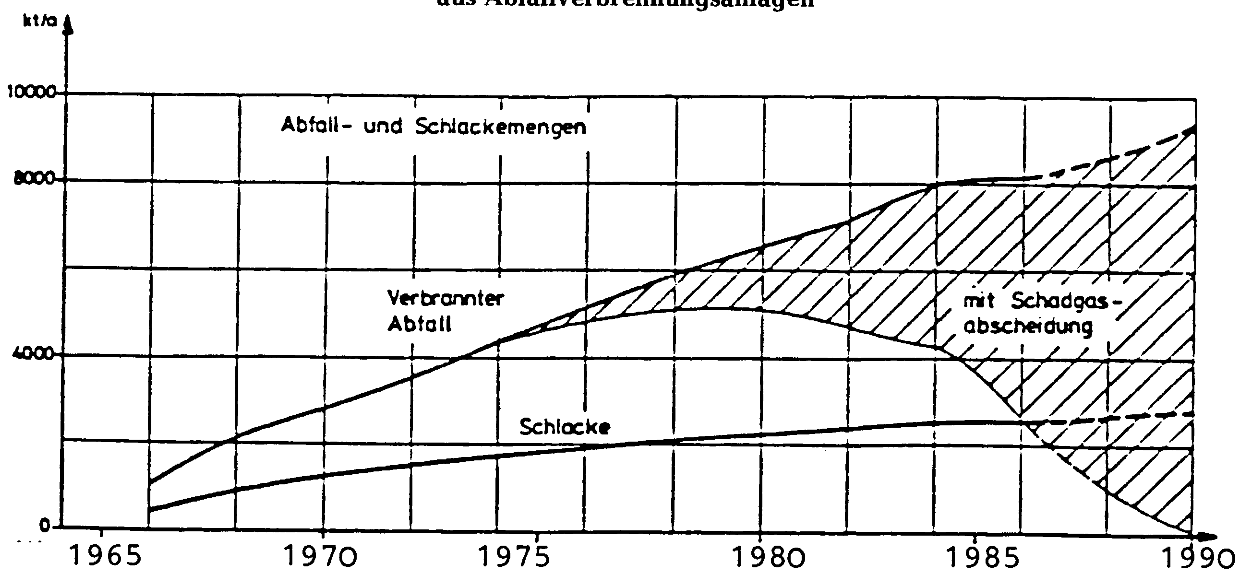
Abfallverbrennung in der Bundesrepublik Deutschland
Zahl der Anlagen und Menge der verbrannten Abfälle 1987

Bereiche der Abfallverbrennung / Anlagenzahl/ Abfallmengen	Anlagen der öffentlichen Abfallentsorgung	Verbrennungsanlagen im Produzierenden Gewerbe			Von Dritten betriebene Anlagen	Verbrennungsanlagen in Krankenhäusern
		Abfallverbrennungsanlagen	Feuerungsanlagen, in denen regelmäßig auch Abfälle verbrannt werden	insgesamt		
Zahl der Verbrennungsanlagen	47	83	1 973	2 056	24	218
darunter Zahl der Anlagen, in denen u. a. Sonderabfälle (§ 2 Abs. 2 AbfG) verbrannt werden	3	34	14	48	14	158
Verbrannte Abfallmengen (1 000 t)	8 462	1 549	2 827	4 376	320	16
darunter verbrannte Sonderabfallmengen (§ 2 Abs. 2 AbfG) (1 000 t)	2	207	38	245	70	4

Quelle: SRU nach Statistisches Bundesamt, 1987

Abbildung 5.4.1

Entwicklung des Abfalldurchsatzes und der anfallenden Schlackemengen aus Abfallverbrennungsanlagen



Quelle: BARNISKE, 1987a

In der Bundesrepublik Deutschland hat die Verbrennung von Hausmüll und anderen Abfällen in Verbrennungsanlagen der öffentlichen Abfallentsorgung seit 1977 nur noch geringfügig zugenommen. Unter dem Begriff Hausmüll werden der in den Haushalten anfallende eigentliche Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll, Straßenkehricht und Marktabfälle zusammengefaßt. Zur Zeit werden in 48 Hausmüllverbrennungsanlagen rund 8,5 bis 9 Mio. t Abfälle jährlich verbrannt, die von etwa 21 Mio. Einwohner (ca. 34,5% der Gesamtbevölkerung) stammen (BARNISKE, 1987b). Die Leistungen der einzelnen Anlagen liegen zwischen 2 und 80 t/h, im Mittel bei etwa 20 t/h (BONNENBERG, 1987). Der Ausbau bereits bestehender Anlagen sowie die Errichtung von weiteren 20 bis 30 Anlagen sind geplant (Tab. 5.4.2). Der Abfalldurchsatz in Abfallverbrennungsanlagen steigt dann auf ca. 10 Mio. t/a (Abb. 5.4.1) und bis 1995 auf etwa 12,5 Mio. t/a.

Tabelle 5.4.2

Planungen von Abfallverbrennungsanlagen für Hausmüll und Sonderabfall in der Bundesrepublik Deutschland

(Stand Mai 1989)

Bundesland	Standort von Anlagen in Planfeststellungsverfahren	in der Diskussion befindliche Anlagen	Bemerkungen
Baden-Württemberg		Böblingen	
		Esslingen	in konkreter Diskussion
		Rems-Murr-Kreis	
		Karlsruhe/Ettlingen	
		Rastatt/Baden-Baden	
		Rhein-Neckar-Kreis	
		Ulm	in konkreter Diskussion
		Emmendingen	
		Kehl	Sondermüll
		Mittlerer Neckarraum	Sondermüll
		Waldshut	
Bayern	Burgkirchen (Kreis Altötting)		
	München-Nord (Blöcke 1 u. 2)		Anlage im Bau. Gesamtgenehmigung steht noch aus. Betreiber: Stadtwerke München; über Anlage wird berichtet
	Schweinfurt		über Anlage wird berichtet

noch Tabelle 5.4.2

Bundesland	Standort von Anlagen in Planfeststellungsverfahren	in der Diskussion befindliche Anlagen	Bemerkungen
Bayern	Weißenborn		Betriebsbeginn für 1991, geplant. Betreiber: Landkreis Neu Ulm
		Augsburg Fürth Plattling	
Berlin		Berlin-Britz	
Hessen		Groß-Gerau Wiesbaden Wölfersheim	
Niedersachsen	Oker/Harlingerode		
		Dörpen	Sondermüll: Inbetriebnahme 1994 vorgesehen
		Göttingen Braunschweig Oldenburg Emden Stade	Hausmüllverbrennung
		Papenburg Hildesheim	Sondermüll
Nordrhein-Westfalen	Bonn-Nord		Anlage im Bau; voraussichtliche Inbetriebnahme 1991
	Herten (IM2)		Sondermüll; Anlage im Probebetrieb
	Herten (SM2)		Hausmüll; Baubeginn 1987; 1990 Probebetrieb
		Köln-Nord	
		Lennestadt (Meggen)	Entsorgungszentrum; Inbetriebnahme nach 1990
		Leverkusen (Sondermüll)	in Planung: Durchsatz ≈ 50 000 t/a; Inbetriebnahme 1994
Rheinland-Pfalz	Koblenz		
		Pirmasens	Müllheizkraftwerk; Inbetriebnahme 1993/1994 vorgesehen; Planfeststellungsverfahren wird 1990 eingereicht
Saarland	Velsen		

Quelle: SRU nach VDI, 1989

1317. Von den insgesamt im Produzierenden Gewerbe jährlich anfallenden etwa 35 Mio. t produktionsspezifischer Abfälle (Abschn. 3.2.2, Tab. 3.2.7) sind 1987 etwa 4,7 Mio. t verbrannt worden, und zwar 4,4 Mio. t in 2056 betriebseigenen Anlagen und ca. 0,3 Mio. t in 24 von Dritten betriebenen Anlagen außerhalb der Betriebe. Knapp zwei Drittel der in betriebseigenen Anlagen verbrannten Abfälle (2,8 Mio. t) sind Feuerungsanlagen zugeführt worden, die nicht speziell Abfallverbrennungsanlagen darstellen. Ca. 1,5 Mio. t entfielen auf betriebseigene, ausschließlich der Abfallverbrennung dienende Anlagen. Sonderabfälle im Sinne von § 2 Abs. 2 AbfG sind nur 48 von insgesamt 2 056 betriebseigenen Verbrennungsanlagen in einer Menge von knapp 0,25 Mio. t zugeführt worden (Abschn. 3.2.3).

1318. Die in Krankenhäusern in eigenen Anlagen verbrannten Abfallmengen sind mit 16 000 t sehr gering im Vergleich zu der relativ großen Zahl von 218 krankenhauseigenen Verbrennungsanlagen. Tabelle 5.4.1 zeigt, daß hier auch 4 000 t krankenhausspezifische Sonderabfälle verbrannt worden sind. Bei einem jährlichen Anfall von ca. 20 000 t krankenhausspezifischer Sonderabfälle (Abschn. 3.2.3) muß man davon ausgehen, daß 1987 ein erheblicher Anteil dieses Sonderabfalls auch in „von Dritten betriebenen Anlagen" verbrannt worden ist. Hierdurch wird der in Abschnitt 3.2.3 festgestellte Trend zur zentralen Entsorgung von krankenhausspezifischen Sonderabfällen bestätigt.

1319. Seit Beginn der 70er Jahre hat die Stromerzeugung aus Abfall erheblich zugenommen (Tab. 5.4.3).

Tabelle 5.4.3

Strom aus der Abfallverbrennung in Kraftwerken der öffentlichen Stromversorgung

Jahr	Stromerzeugung aus Abfall
	GWh
1961	9
1970	761,1
1980	1 358,3
1981	1 509,3
1982	2 213,6
1983	2 468,6
1984	2 645,1
1985	2 831,8
1986	2 581,6

Quelle: EDELMANN et al., 1987

Im Jahre 1986 wurden 2 580 GWh Strom aus der Abfallverbrennung für die öffentliche Stromversorgung erzeugt (EDELMANN et al., 1987). Dies entspricht einem Beitrag von 0,7 % an der gesamten Stromerzeugung in der Bundesrepublik Deutschland; örtlich — und hier vor allem in städtischen Ballungsgebieten — liefert die Abfallverbrennung höhere Stromanteile. In Großstädten (z. B. Berlin, Hamburg, München) können 4 bis 9% des gesamten bzw. 10 bis 17% des Haushaltsstrombedarfs durch die aus der Abfallverbrennung gewonnene Energie gedeckt werden (BARNISKE, 1987a).

Im Jahre 1986 lag die Abfallverbrennung bei der Stromerzeugung hinter der Wasserkraft, aber mit erheblichem Abstand vor den regenerativen Energieträgern bzw. Umwandlungsverfahren (EDELMANN et al., 1987; Tab. 5.4.4).

Tabelle 5.4.4

Energieerzeugung durch die Abfallverbrennung und durch regenerative Verfahren; Anlagen in Betrieb (Stand 1986)

	Anlagen der Stromversorger			Fremdeinspeisung in das Netz der öffentlichen Versorgung	
Energieträger	Anzahl der Anlagen	Engpaßleistung MW	Netto-Stromerzeugung 1986 GWh	Anzahl der Anlagen	Einspeisungen 1986 GWh
Wasser	604	3 675	14 346	3 235	799
Müll	28	507	2 179	unbekannt	538,2 [1]
Klärgas	4	4,6	28,2	101	11,0
Deponiegas	8	2,6	8,2	12	30,5
Biogas	—	—	—	13	0,2
Holzabfälle	—	—	—	13	1,6
Wind	4	3,1	0,3	42	0,7
Sonne	3	weniger als 0,1	weniger als 0,1	1	0,1
gesamt	651	4 192,3	16 561,7	rd. 3 430	1 381,3

[1]) außer Müll auch Abfallgase und Abfälle, die nicht getrennt erfaßt sind

Quelle: EDELMANN et al., 1987

5.4.2 Grundlagen der thermischen Abfallbehandlung

Vergleich der Pyrolyse mit der Verbrennung

1320. Neben der Verbrennung sind zur Behandlung überwiegend organischer Abfälle auch Verfahren der Pyrolyse vorgeschlagen worden. Der Begriff Pyrolyse wird nicht einheitlich verwendet. Der Grundgedanke ist jedoch, daß bei weitgehendem Ausschluß von Sauerstoff eine Umwandlung von Stoffen bei hoher Temperatur mit dem Bruch chemischer Bindungen einhergeht, so daß aus komplizierten Verbindungen kleine, entsprechend einfach gebaute und prinzipiell verwertbare Moleküle entstehen. Dabei sind diese kleineren Moleküle meist keine eigentlichen Bausteine der zersetzten Stoffe, sondern sie sind gegenüber diesen strukturell verändert; insbesondere können sie mit den Stoffkomponenten der Atmosphäre, in der die Pyrolyse stattfand, reagiert haben.

1321. Während die vollständige Verbrennung organisches Material zu Kohlendioxid und damit zum Grundbaustein der Photosynthese zurückführt, wird bei der Pyrolyse der Versuch gemacht, aus dem organischen Material Kohlenwasserstoffbausteine zu erhalten. Die Pyrolyse erhält damit die meisten C-C-

und C-H-Bindungen der Abfallstoffe und führt diese wieder zum petrochemischen Rohstoff als Synthesebaustein zurück.

1322. Die nachfolgende theoretische Stoffbilanzierung soll die verfahrenstechnischen Unterschiede zwischen Verbrennung und Pyrolyse deutlich machen.

Aus 1 000 g Kunststoffabfall mit 3 % Asche und einem typischen Gehalt von

10,4 Gew.-% Polystyrol
12,4 Gew.-% Polyvinylchlorid
40,5 Gew.-% Polyethylen
33,6 Gew.-% Polypropylen

entsprechend einer hypothetischen Formel $C_{65}H_{118} \cdot 2HCl$ entstehen bei vollständiger Verbrennung mit Luft (zu der 7 m³ nötig sind):

65 Mol Kohlendioxid	= 2 860 g = 1,46 m³
59 Mol Wasser	= 1 062 g
2 Mol Chlorwasserstoffgas	= 71 g
Asche	= 30 g;

unverändert bleiben dabei 250 Mol Stickstoff = 5,6 m³. Werden die 71 g Chlorwasserstoffgas (HCl) aus den 7 m³ Gas herausgewaschen, so entstehen 125 g Salz (Natriumchlorid).

Wird die gleiche Abfallmenge einer Hochtemperaturpyrolyse bei Ausschluß von Luft unterworfen, so entstehen folgende Stoffmengen (Erfahrungswerte):

21 Mol gasförmige Kohlenwasserstoffe	= 359 g
4 Mol flüssige Kohlenwasserstoffe	= 318 g
2 Mol Chlorwasserstoffgas	= 71 g
kondensierte Aromaten und Teere	= 112 g
Pech, Teer und Ruß	= 108 g
Asche	= 30 g.

Im günstigsten Fall müssen die 2 Mol Chlorwasserstoffgas nur aus 25 Mol = 0,56 m³ Abgas ausgewaschen werden.

1323. Diese Überlegungen machen deutlich, daß die Pyrolyse die Gasreinigung erleichtert. Auch sind die Abgase aus Hausmüll-Pyrolyseanlagen weniger toxisch als die aus Verbrennungsanlagen; so wurden vergleichsweise geringere Emissionen an polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/F) gemessen (FÄHNLE et al., 1990). Werden jedoch, wie in obiger Bilanzierung gezeigt, die bei der Pyrolyse erhaltenen Gase und Feststoffe unter Zusatz von Luft verbrannt, so entstehen selbstverständlich theoretisch genau die gleichen Gasmengen wie bei der direkten Verbrennung. Mit dem heizwertreichen Pyrolysegas lassen sich höhere Temperaturen erreichen als bei der direkten Abfallverbrennung. Dadurch kann auch die Qualität der Pyrolyserückstände verbessert werden, wie beispielsweise beim Schwelbrennverfahren (Tz. 1365).

Grundlagen der Abfallverbrennung

1324. Entwicklungen zur Minimierung von Schadstoffemissionen bei der Abfallverbrennung lassen zwei Richtungen erkennen. Einmal wird versucht, durch Verbesserung der Verbrennungsführung bzw. durch Einsatz geeigneter Verbrennungssysteme neben einer optimierten Energieumsetzung die Schadstoffentstehung zu verringern. Zum anderen paßt man bekannte Gasreinigungssysteme den Bedingungen der Abfallverbrennung an und optimiert sie entsprechend den Fortschritten der technischen Entwicklung in diesem Bereich.

1325. Zur Einstellung eines optimalen Prozeßablaufes bei einer kontinuierlichen Verbrennung von Abfällen ist die Kenntnis ihrer Brennfähigkeit erforderlich. Diese hängt von der Abfallzusammensetzung ab. Hausmüll schwankt in seiner Zusammensetzung sowohl örtlich als auch zeitlich. Er brennt aber ohne Stützfeuerung, da die Eigenschaften

— Aschegehalt bis	60 %,
— Wassergehalt bis	50 %,
— Gehalt an Brennbarem mindestens	25 %,
— unterer Heizwert mindestens	3 350 kJ/kg

praktisch immer vorliegen.

Beträgt zum Beispiel die Zusammensetzung des Abfalls

— 30 Gew.-% Asche,
— 35 Gew.-% Wasser,
— 35 Gew.-% Brennbares,

so liegt der untere Heizwert bei ungefähr 8 500 kJ/kg. Bei bestimmten Sonderabfällen ist der Heizwert oft höher als bei Hausmüll.

Vorgänge bei der Verbrennung

1326. Der Reihe nach und teilweise sich überlagernd, laufen folgende physikalische und chemische Vorgänge bei der Abfallverbrennung ab:

Trocknung — Entgasung — Vergasung — Verbrennung.

Dabei versteht man unter

Trocknung:

Erwärmung des Materials auf über 100 °C mit Wasserfreisetzung aus den Abfällen.

Entgasung:

Thermische Zersetzung von organischem Material unter weitgehendem Ausschluß eines Vergasungsmittels. Dabei werden flüchtige Stoffe im Temperaturbereich zwischen 250 °C und 900 °C ausgetrieben.

Vergasung:

Umsetzung von kohlenstoffhaltigem Material bei hohen Temperaturen zu gasförmigem Brennstoff unter Verwendung von Vergasungsmitteln. In der Vergasungszone findet hauptsächlich die partielle Oxidation der aus der Entgasung stammenden „fixen Kohlenstoffe" statt. Die Temperatur liegt in der Vergasungszone in der Regel zwischen 800 und 1 100 °C.

Verbrennung:

Oxidation des „Einsatzgutes". Es wird mit einem Luftüberschuß verbrannt, um den Heizwert des Brennstoffes optimal auszunutzen und die Kohlenstoffverbindungen möglichst vollständig zu zerstören. Während Trocknung, Ent- und Vergasung endotherm verlaufen, ist die Verbrennung exotherm.

Energienutzung aus der Abfallverbrennung

1327. Der Wärmeinhalt des Abfalls kann in Form von Wärme oder elektrischem Strom genutzt werden. Verfahrens- und Anlagenvarianten sind folgende:

— Müll-Fernheizwerk

Es wird Dampf oder Heißwasser mit niedrigem Druck erzeugt und in ein Fernwärmenetz oder in das Dampfnetz eines Industriebetriebes eingespeist; meist wird bei Parallelbetrieb zu konventionellen Anlagen ein Teil oder die gesamte Grundlast durch Müll-Fernheizwerke gedeckt.

— Müll-Heizkraftwerk mit Stromerzeugung im Gegendruckbetrieb

Vor der Einspeisung in ein Fernwärmenetz oder einen Wärmetauscher wird der Dampf in einer Gegendruckturbine teilentspannt. Die dabei erzeugte elektrische Energie reicht zur Deckung des Eigenbedarfs aus.

— Müllkraftwerk mit Stromerzeugung im Kondensationsbetrieb

Der erzeugte Hochdruckdampf wird in Kondensationsturbinen mit hohem thermodynamischem Wirkungsgrad zur Stromerzeugung eingesetzt. Die erzeugte elektrische Energie wird dem öffentlichen Netz zugeführt.

— Kombiniertes Müll- und Fossilbrennstoff-Kraftwerk

Der Aufbau ähnelt dem Müll-Heizkraftwerk mit Stromerzeugung im Kondensationsbetrieb, die Abfallverbrennung ist jedoch ein integrierter Bestandteil eines fossil gefeuerten Dampferzeugers eines (Heiz-)Kraftwerkes (BARNISKE, 1985a).

1328. Etwa 98 % der verbrannten Abfälle werden in Anlagen mit Wärmeverwertung durchgesetzt (BARNISKE, 1985b). In den meisten Fällen wird dabei in Kraft-Wärme-Kopplung gleichzeitig Strom und Fernwärme erzeugt. Überwiegend werden die Anlagen von Stromerzeugern betrieben oder der Dampf wird in ein benachbartes Kraftwerk geleitet.

5.4.3 Aufbau von Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung

1329. Sowohl bei Abfallverbrennungs- als auch bei Pyrolyseanlagen sind unterschiedliche Verfahrenstypen bekannt, die je nach Abfallart eingesetzt werden. Auf den noch nicht abgeschlossenen Entwicklungsstand der Pyrolyseanlagen sei nochmals verwiesen.

5.4.3.1 Aufbau von Abfallverbrennungsanlagen

1330. Das Schema einer modernen Abfallverbrennungsanlage mit Rauchgasreinigung und den Stoffflüssen der anfallenden Rückstände zeigt Abbildung 5.4.2. Die Anlagen bestehen im wesentlichen aus folgenden verfahrenstechnischen Teilbereichen:

— Annahme

— Lagerung

— Aufbereitung

— Beschickung

— Verbrennung

— Rauchgasreinigung

— Rückstandsbehandlung.

Es fallen folgende Rückstände an:

— Schlacken bzw. Aschen aus der Verbrennung

— Flugstäube aus der Rauchgasentstaubung

— Stoffe aus der Schadgasreinigung

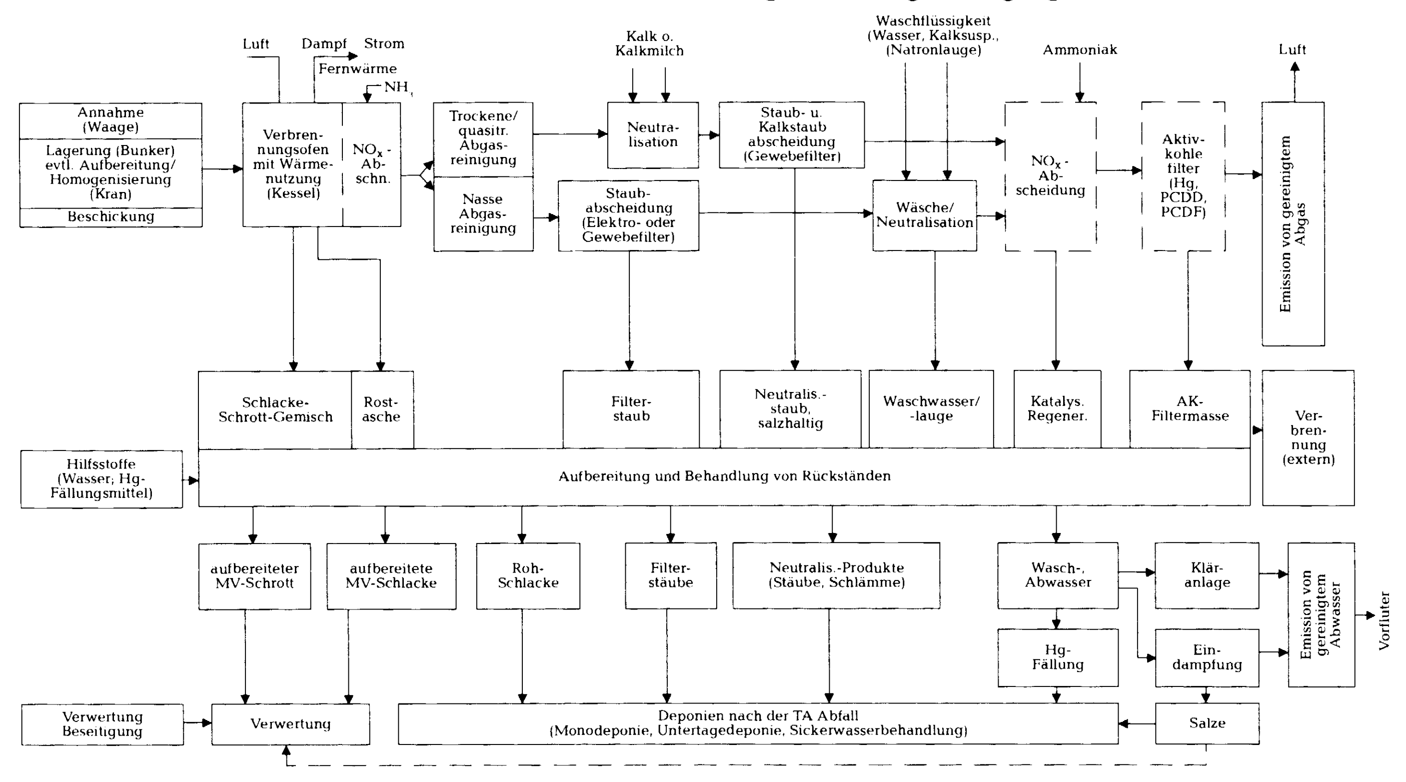
— Produkte aus der Abwasserbehandlung.

1331. Abbildung 5.4.3 zeigt das Prinzipbild einer modernen Hausmüllverbrennungsanlage, in Abbildung 5.4.4 ist eine Verbrennungsanlage für Sonderabfälle und Abwässer dargestellt.

Bei den Verbrennungsanlagen für Sonderabfälle muß jeder Abfall vor seiner Verbrennung auf relevante physikalische und chemische Stoffdaten hin untersucht werden, sofern seine Zusammensetzung nicht bekannt ist. Die Untersuchungsergebnisse ermöglichen außerdem eine geeignete Gattierung, d. h. ein Zusammenpassen der Abfälle hinsichtlich ihrer Verbrennungseigenschaften. Der Feuerung ist ein Abgasreinigungssystem nachgeschaltet, das zumeist aus mehreren getrennten Reinigungsstufen aufgebaut ist (Abb. 5.4.4).

Abbildung 5.4.2

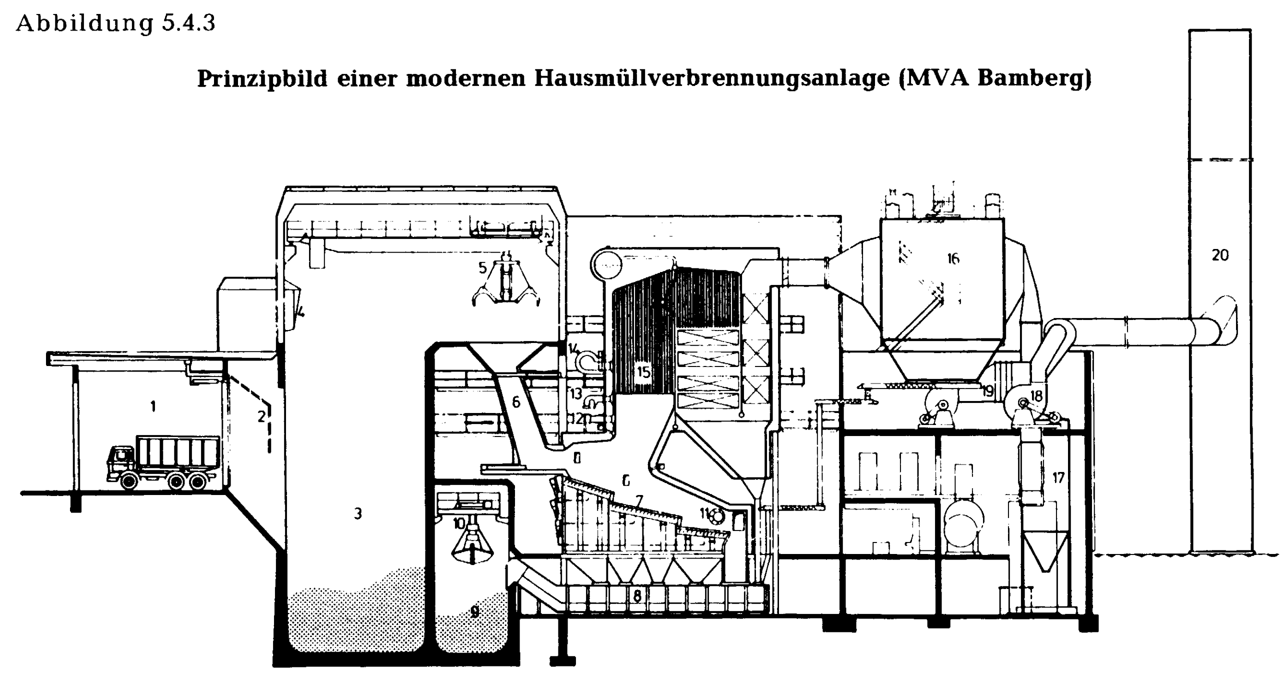
Schema der Abfallverbrennung mit Rauchgasreinigung



Quelle: SRU

Abbildung 5.4.3

Prinzipbild einer modernen Hausmüllverbrennungsanlage (MVA Bamberg)



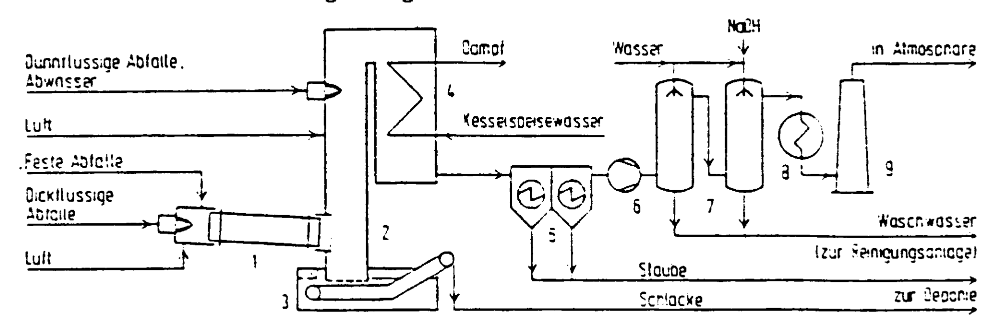
1 Entladehalle
2 Bunkertore
3 Müllbunker
4 Krankanzel
5 Krananlage
6 Aufgabe
7 Gegenschub-Umwälzrost
8 Naßentascher
9 Aschebunker
10 Aschekran
11 Zünd- und Stützbrenner
12 Schlammeinblasung
13 Nachbrenner
14 Mischkammer
15 Abhitzekessel
16 Elektrofilter
17 Gaswäscher
18 Saugzugventilator
19 Rauchgas-Luft-Wärmetauscher
20 Kamin

1 Discharge hall
2 Bunker gates
3 Refuse bunker
4 Crane driving cabin
5 Refuse crane
6 Feeding device
7 Opposed motion revolving grate
8 Wet-slag extractor
9 Ash bunker
10 Ash crane
11 Ignition/supporting oil burner
12 Sludge blowing device
13 Reheating bunker
14 Mixing vapour flue gas
15 Waste heat boiler
16 Electrostatic precipitator
17 Flue gas washer
18 Draught fan
19 Flue gas heat exchanger
20 Stack

Quelle: VKW, 1978

Abbildung 5.4.4

Verbrennungsanlage für Sonderabfälle und Abwässer



1 Drehrohrofen, 2 Nachbrennkammer, 3 Naßentschlacker, 4 Abhitzekessel, 5 Elektrofilter, 6 Gebläse, 7 Wäscher, 8 Aufheizer, 9 Kamin

Quelle: WINNACKER und KÜCHLER, 1984

5.4.3.1.1 Feuerungssysteme

1332. Für die Verbrennung von Abfällen kommen folgende Feuerungssysteme zur Anwendung:

- Rostfeuerungsofen
- Drehrohrofen
- Etagenofen
- Wirbelschichtofen
- Muffelofen.

Rostfeuerungsofen

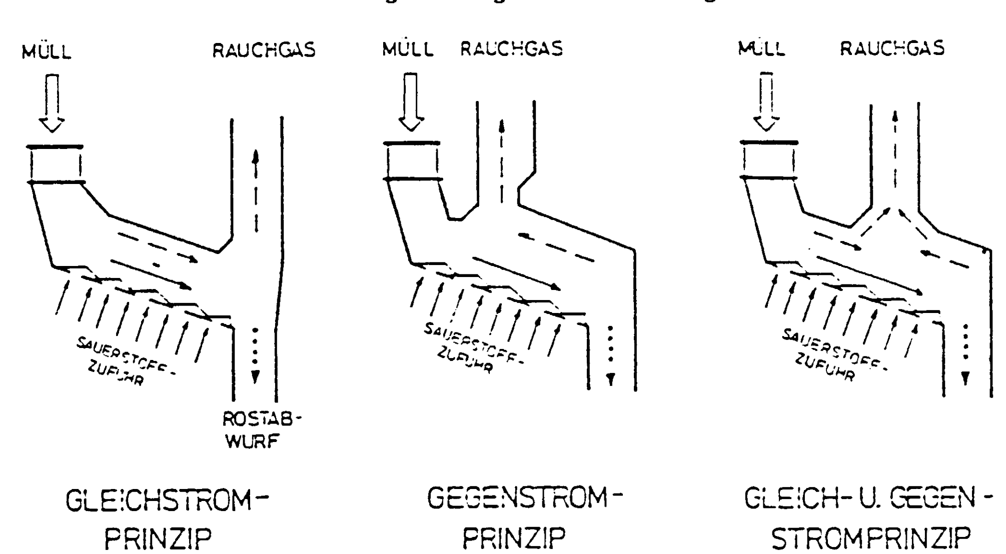
1333. Dieses Feuerungssystem wird insbesondere bei der Verbrennung von Hausmüll eingesetzt. Der Feuerungsraum wird bei Rostfeuerungen unten durch den Rost, seitlich durch Wände, die gekühlt sein können und an der Oberseite durch die Decke oder durch die Heizflächen des Kessels begrenzt. Die Gestaltung des Feuerraumes einer Rostfeuerung richtet sich nach den Brennstoffeigenschaften der eingebrachten Abfälle. Durch eine Gegenstromführung von Brenngut und Abgas können die eingebrachten Abfälle vorgetrocknet werden. Bei trockenen Abfällen kann eine Gleichstromführung von Brenngut und Abgas eine Frühzündung vermeiden. Die veschiedenen Möglichkeiten der Feuerraumgestaltung zeigt Abbildung 5.4.5.

Je nach gewünschter Funktion gibt es verschiedene Rostarten, nämlich Wanderrost, Vorschubrost, Rückschubrost, Walzenrost sowie Stufenschwenkrost.

Die Abfälle werden über die meist zum Ende hin geneigten Roste durch Schwerkraft und Transportbewegungen des Rostbelages zum Schlackeaustrag trans-

Abbildung 5.4.5

Feuerraumgestaltung bei Rostfeuerungen



Quelle: HABECK-TROPFKE, 1985

portiert. Während des Transportes durchlaufen die Abfälle die Verbrennungszone und gelangen dann in den Entschlacker.

Drehrohrofen

1334. Drehrohröfen sind zylindrische, rotierende Öfen, deren Achse zur Waagerechten schwach geneigt ist (1 bis 3°). Sie können bis zu 20% ihres Hohlraumvolumens mit Brenngut gefüllt werden. Durch die Ofenrotation wird das Brenngut durchgemischt und zum tiefergelegenen Ende des Drehrohres befördert. Dabei wird es immer wieder von neuem mit der feuerfesten, heißen Ausmauerung in Kontakt gebracht, so daß neben festen auch pastöse und flüssige Abfälle mit relativ hohem Wassergehalt weitgehend problemlos verbrannt werden können.

Drehrohröfen sind 8 bis 12 m lang und weisen einen Durchmesser von 1,0 bis 5,0 m auf. Die Verbrennungstemperatur beträgt je nach Abfall zwischen 800 bis 1100 °C. Dieses Temperaturniveau wird im Bedarfsfall durch Zusatzbrenner aufrechterhalten bzw. noch erhöht. Um einen hohen Ausbrand der Verbrennungsgase sicherzustellen, sind den Drehrohrofenanlagen oft Nachverbrennungskammern nachgeschaltet.

Etagenofen

1335. Etagenöfen (Telleröfen, Tellertrockner) besitzen eine zylindrische Form und sind stehend angeordnet. Das Brenngut wird durch Krählarme über Teller bewegt, die etagenförmig untereinander gesetzt sind. Außerdem enthält der Ofen eine zentrisch angeordnete, aufrecht stehende Antriebswelle, den Materialein- und -austrag sowie die Einrichtungen für den Antrieb und die Zusatzfeuerung, gelegentlich auch für die Nachverbrennung.

Je nach Art der Rauchgasführung werden Gleichstrom- und Gegenstromanlagen unterschieden. Gelegentlich werden auch beide Verfahrensweisen miteinander kombiniert. Beim Gegenstromverfahren wird durch den Wärmeinhalt der Rauchgase das Brenngut weitgehend vorgetrocknet und somit für die Verbrennung in der Verbrennungszone des Ofens aufbereitet.

1336. Rost- und Drehrohrfeuerungen benötigen im allgemeinen keine mechanische Aufbereitung (Zerkleinerung) des Abfalls — mit Ausnahme von Sperrmüll — vor der Verbrennung. Eine solche Vorbehandlung ist bei Etagenöfen aber nahezu unerläßlich, da das Verbrennungsgut möglichst gleichmäßig eingebracht werden sollte.

Wirbelschichtofen

1337. Wirbelschichtöfen bestehen im wesentlichen aus zylindrischen, vertikal angeordneten, ausgemauerten Brennkammern. Den unteren Abschluß bildet ein Rost, auf dem eine körnige Schüttung (meist Sand) durch die von unten zugeführte Luft in einen aufgewirbelten Zustand gebracht wird.

Abbildung 5.4.6 zeigt die Stellung der Wirbelschichtfeuerung in der Klassifizierung der Feuerungssysteme. Bei der Wirbelschichtfeuerung unterscheidet man stationäre, rotierende und zirkulierende Ausführungen. Die Wirbelschicht ist durch ein fortlaufendes Wirbeln von Feststoffpartikeln gekennzeichnet. Dadurch wird ein hoher Wärmeaustausch, wie Abbildung 5.4.6 qualitativ zeigt, erzielt.

Die Verbrennung in der Wirbelschicht findet recht schnell bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen im Bereich zwischen 800 und 900 °C statt. Dabei werden relativ geringe Mengen an Stickstoffoxiden gebildet. In die Wirbelschicht werden flüssige oder gasförmige Abfälle über Düsen quer zur aufsteigenden Luft eingebracht. Feste Abfälle werden dem Wirbelbett von oben zugeführt. Während des Anlagenbetriebes darf der Erweichungspunkt der Asche nicht überschritten werden. Durch Agglomeration bilden sich sonst größere Partikel, die den Wirbelvorgang zum Erliegen bringen. Daher ist die Wirbelschichtverbrennung hinsichtlich der Verbrennungstemperatur nach oben hin begrenzt. Außerdem muß das Brenngut in möglichst enger Korngrößenverteilung vorliegen, was eine spezielle Abfallaufbereitung notwendig machen kann. In Japan werden neben Rostfeuerungen und der stationären Wirbelschicht auch rotierende Wirbelschichtfeuerungen bei der Hausmüllverbrennnung eingesetzt (Tz. 1347).

Muffelöfen

1338. Muffelöfen sind mit einer feuerfesten Ausmauerung versehene Brennkammern. Sie sind zur Verbrennung vorwiegend flüssiger, pastöser und gasförmiger Abfälle geeignet. Sie werden auch zur Verbrennung hygienisch bedenklicher Krankenhausabfälle eingesetzt. In ihnen können besonders hohe Temperaturen erreicht werden.

5.4.3.1.2 Entwicklungstendenzen in der Abfallverbrennung

1339. Bei der Entscheidung über das am besten geeignete Feuerungssystem müssen folgende Kriterien an erster Stelle stehen:

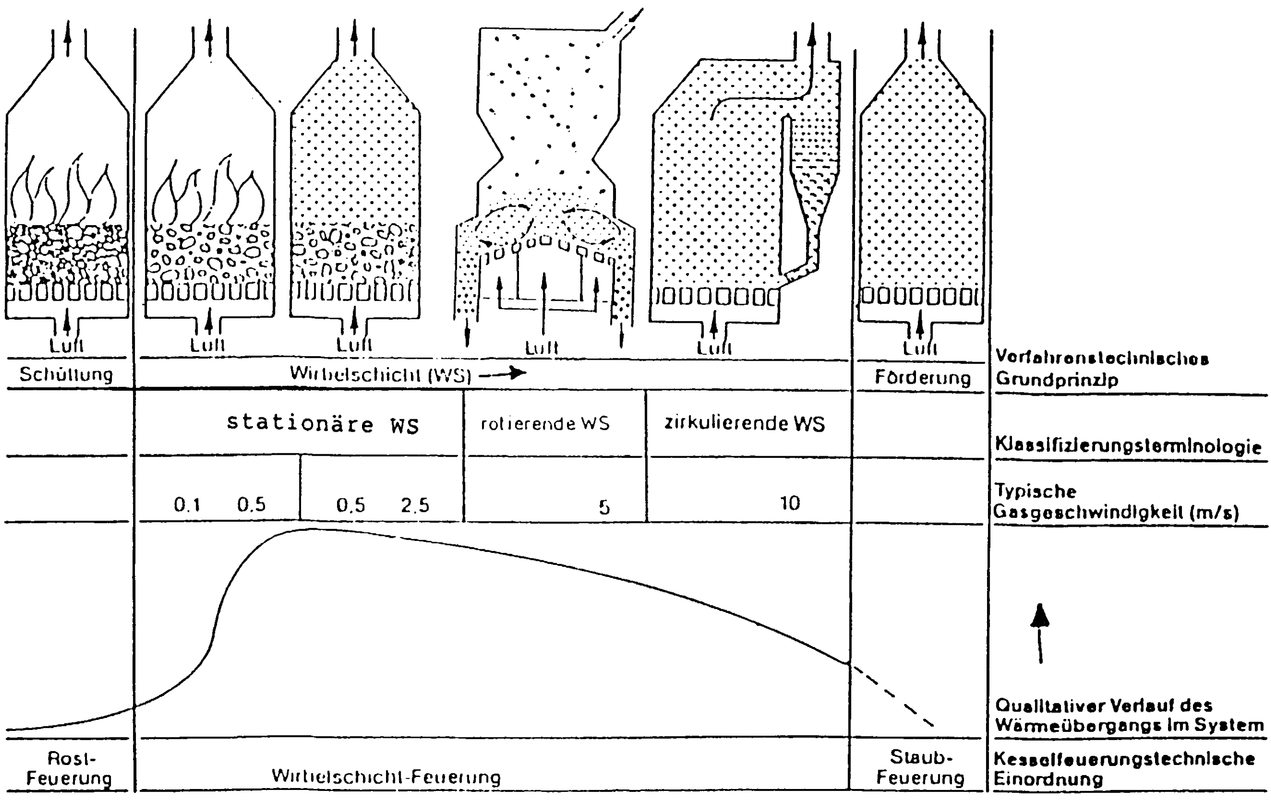
- möglichst vollständige Zerstörung oder Immobilisierung der im Abfall vorhandenen Schadstoffe
- weitestgehender Ausbrand
- möglichst keine Neubildung von Schadstoffen in der Feuerung.

Ihre Erfüllung muß unabhängig von technischen Faktoren und wirtschaftlichen Gegebenheiten bei der Konzeption der Anlage angestrebt werden.

1340. Dies wird vor allem durch die Höhe der Verbrennungstemperatur und die Verweilzeit des Abfalls und der Abgase im Verbrennungsraum gewährleistet. Während man bei Siedlungsabfällen Verbrennungstemperaturen um 800 °C als ausreichend ansieht, liegen diese bei Sonderabfällen in Abhängigkeit von der

Abbildung 5.4.6

Feuerungssysteme und deren Klassifizierungsmerkmale



Quelle: GABRIC, 1984, verändert

chemischen Zusammensetzung zwischen 800 °C und 1 200 °C. Die Verweilzeiten der mit dem Rauchgas mitgetragenen Stoffe im Verbrennungsraum betragen zumeist Sekunden, die der Feststoffe liegen im Minuten- bis Stundenbereich. Für besonders schwer umzusetzende Stoffe, die allerdings nur in kleinen Mengen anfallen, kommen diskontinuierlich arbeitende Verbrennungssysteme in Frage, die längere Verweilzeiten von Feststoffen und Abgasen ermöglichen.

1341. Das grundlegende technische Wissen über die optimalen Bedingungen der Verbrennung und über die Zerstörung bzw. Immobilisierung von Schadstoffen im Abfall ist vorhanden. Demgegenüber kann man zumindest teilweise nur Vermutungen darüber anstellen, ob und inwieweit bei der Umsetzung von Abfall in den verschiedenen Verbrennungssystemen eventuell neue Schadstoffe entstehen könnten, da Messungen im Feuerraum selbst sehr schwierig sind. Diese Schadstoffe müssen im Abgasreinigungssystem soweit wie möglich abgeschieden werden.

1342. Daneben gibt es eine Reihe wichtiger Faktoren, die bei der Entscheidung über die Eignung eines Feuerungssystems beachtet werden müssen. In Tabelle 5.4.5 werden die einzelnen Feuerungssysteme nach neun Auswahlkriterien beurteilt. Durch den Vergleich der prinzipiellen Vor- bzw. Nachteile läßt sich das am besten geeignete Feuerungssystem auswählen.

1343. Von geringerer Bedeutung sind Angaben über das rohgasseitige Emissionsverhalten der Anlagen, da alle Abfallverbrennungseinrichtungen mit einem aufwendigen Gasreinigungssystem ausgerüstet werden müssen. Bei niedrigen Verbrennungstemperaturen, wie sie z. B. in Wirbelschichtverbrennungen vorliegen, ist der Stickstoffoxidgehalt des Rohgases kleiner. Bei Wirbelschichtfeuerungen ist außerdem eine Entschwefelung der Rauchgase bereits in der Wirbelschicht möglich. Selbst wenn die so erreichte Abscheidung der genannten Schadstoffe ausreichend sein sollte, werden dadurch die Aufwendungen für eine sekundäre Gasreinigung kaum geringer, da z. B. neben Schwefeldioxid (SO_2) auch Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus den Rauchgasen abgetrennt werden müssen, was im Hochtemperaturbereich kaum möglich ist. Eine durch Primärtechniken, d. h. feuerungstechnische Maßnahmen, bedingte teilweise Vorabscheidung von einzelnen Schadstoffkomponenten senkt die Aufwendungen für die sekundäre Gasreinigung kaum. Vielmehr bedingen Schadstoffarten, weniger die Schadstoffmengen bei konstantem Abgasvolumen die Art, Größe und Ausführung der Gasreinigungsanlage.

Allerdings können durch Primärmaßnahmen Rückstandsprodukte und Rückstandsmengen vermieden bzw. vermindert werden. So wirken sich moderne Techniken auf die NO_x- und die PCDD/F-Minderung aus (Tz. 1391 f.).

Tabelle 5.4.5

Vor- und Nachteile von Feuerungssystemen für die Abfallverbrennung

	Rostfeuerung	Drehrohrofen	Wirbelschichtfeuerung			Muffelofen
			stationäre	rotierende	zirkulierende	
Betriebsweise (diskont., konti.)	kontinuierlich					diskontinuierlich
Anlagenkapazität	groß	mittel	mittel	mittel	mittel	klein
spez. Anlagenbelastung	[illegible]ß	klein	mittel	klein	klein	klein
Anlageneigenenergiebedarf	[illegible]edrig	mittel	mittel	mittel	hoch	hoch
Müllausbrand	groß	groß	klein	mittel	groß	sehr groß
Wärmeverteilung	klein	groß	mittel	mittel	groß	klein
Flexibilität bei variierenden Müllfraktionen	groß	groß	mittel	mittel	mittel	groß
Müllvorbereitung	nicht erforderlich	nicht erforderlich	erforderlich	erforderlich	erforderlich	nicht erforderlich
Anlagekosten	niedrig	hoch	mittel	mittel	hoch	hoch
Betriebsverhalten	mäßig	gut	ungünstig	ungünstig	ungünstig	gut

Quelle: SRU

1344. In der Bundesrepublik Deutschland haben sich für die Verbrennung von Siedlungsabfällen (insbesondere von Hausmüll) praktisch ausschließlich Rostfeuerungen durchgesetzt. Gründe dafür sind vor allem die robuste Ausführung, das günstige Teillast- und Regelverhalten, ein weitgehender Verzicht auf Abfallaufbereitung, ein geringer Eigenenergiebedarf und der hohe spezifische Abfalldurchsatz im Vergleich zu anderen Feuerungssystemen. Nachteilig gegenüber anderen Verfahren ist der mechanisch bedingte Verschleiß des Rostes.

1345. Wirbelschichtfeuerungen für die Verbrennung von Hausmüll befinden sich in der Bundesrepublik in großtechnischer Erprobung. In Japan wird diese Technik bereits seit mehreren Jahren in Form der stationären und der rotierenden Wirbelschicht eingesetzt (VATER, 1987).

In Abbildung 5.4.7 sind, abhängig von der Verfahrensart der Wirbelschicht, Kenngrößen der Feuerungen aufgeführt. Bei der stationären Wirbelschichtfeuerung wird der Hausmüll in Zerkleinerungsanlagen vorbehandelt.

1346. Von Interesse für die Beurteilung der Wirbelschichttechnik sind auch Erfahrungen, die an japanischen Anlagen gemacht wurden. Bei der stationären Wirbelschichtfeuerung (Gasgeschwindigkeiten bis ca. 2,5 m/s) bildet sich ein Wirbelbett mit hoher Dichte und weitgehend definierter Oberfläche aus. Der Abfalldurchsatz solcher Anlagen liegt in Japan im Mittel bei etwa 5 bis 6 t/h.

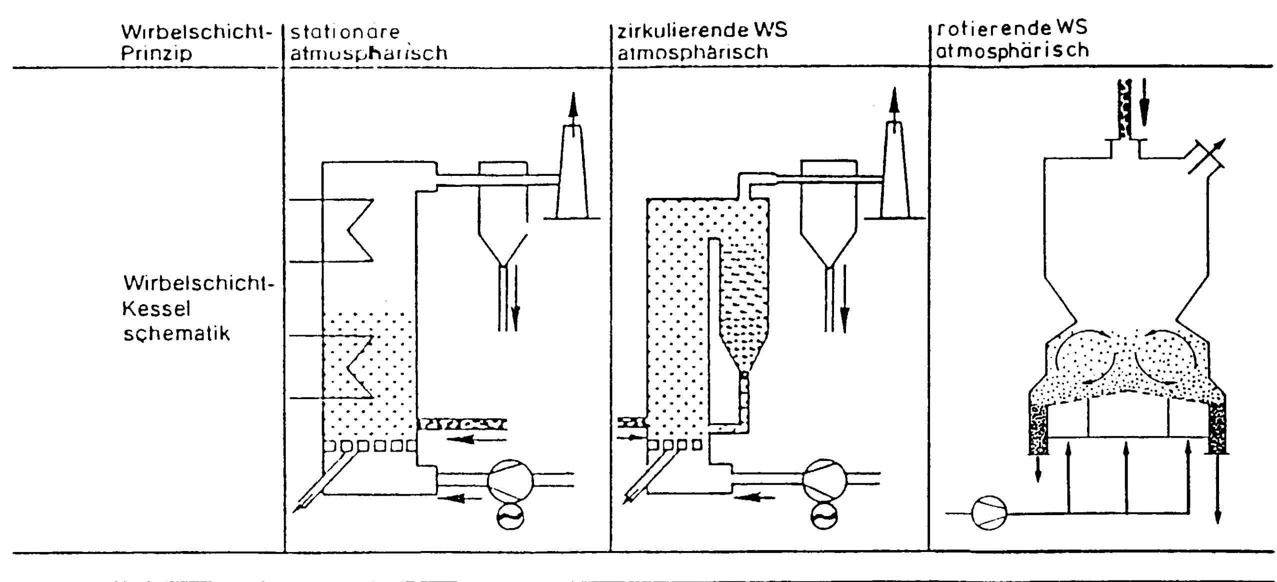
Diese Erfahrungen lassen sich aber nicht direkt auf die Bundesrepublik Deutschland übertragen, da sich unter anderem die Zusammensetzung der Abfälle deutlich unterscheidet. Der Wasseranteil im Hausmüll liegt in Japan bei 50% (Bundesrepublik: ca. 30%), der Ascheanteil bei knapp 20% (Bundesrepublik: über 25%) und der durchschnittliche untere Heizwert bei 6300 kJ/kg (Bundesrepublik: ca. 8400 kJ/kg) (KEMPIN und KIJEWSKI, 1985).

Emissionsbegrenzungen und Energienutzung in Japan und in der Bundesrepublik Deutschland lassen sich nicht unmittelbar vergleichen, da japanische Anlagen ausschließlich zum Zwecke der Abfallbeseitigung betrieben werden. So liegen für Kohlenmonoxid (CO) keine Grenzwerte vor; die Grenzwerte für Chlorwasserstoff (HCl) liegen bei 165 mg/m^3 i.N., für Stickstoffoxide (NO_x) bei 315 mg/m^3 i.N. und für Staub bei 30 mg/m^3 i.N.

1347. Neben der Rostfeuerung und der Verbrennung in der stationären Wirbelschicht werden in Japan rotierende Wirbelschichtfeuerungen eingesetzt. Bei diesem System erfolgt eine Bettzirkulation von Einsatzmaterial, Gasen und Bettmaterial. Der Anströmboden besteht z. B. aus zwei geneigten Düsenplatten. Während in der Mitte des Wirbelbettes in etwa der Zustand der stationären Wirbelschicht herrscht, wird an den Seiten durch eine doppelt so hohe Fluidisierungsgeschwindigkeit der Zustand der zirkulierenden Wirbelschicht hergestellt. Dadurch ergeben sich zwei gegenläufige, elliptische Wirbelbettwalzen (Abb. 5.4.7). Die thermische Querschnittsbelastung ist mit ca. 1,4 MW/m^2 Rostfläche etwas geringer als bei der stationären Wirbelschicht. Die Anlagengrößen liegen im Durchschnitt bei einer Durchsatzleistung von 6 t Hausmüll pro Stunde; geplant sind Größen mit einem Durchsatz von 10 t/h. Neben dieser als Twin Interchanging Fluidised Bed (TIF) bezeichneten Verfahrensvariante gibt es auch Ausführungen mit einem geneigten Düsenboden (KEMPIN und KIJEWSKI, 1985).

Abbildung 5.4.7

Wirbelschichtfeuerungssysteme bei Hausmüllverbrennung



	stationäre atmosphärisch	zirkulierende WS atmosphärisch	rotierende WS atmosphärisch
Querschnittbelastung	1–2 MWth/m²	4–6 MWth/m²	1–3 MWth/m²
Ca/S Molverhältnis (85%)	Ø 2.5–3.5	Ø 1.5	Ø 2–3
NOx im Rauchgas	Ø 200–400 ppm	Ø 100–300 ppm	Ø 150–350 ppm
Feuerungswirkungsgrad	Ø 80–95 %	Ø 95–99%	Ø 85–98%
Regelmöglichkeit	mäßig	gut	gut
Schwachlastverfahren	mäßig	mäßig	mäßig
Peripherieaufwand	gering	groß	groß

Quelle: GABRIC, 1984

Vorteil der rotierenden Wirbelschicht gegenüber der stationären soll — bedingt durch die Zwangsrotation — eine Verbesserung der Feststoffvermischung und des Feststofftransportes sein, wobei die TIF-Variante in Japan auch ohne spezielle Abfallaufbereitung auskommen soll.

1348. Die zirkulierende Wirbelschichtfeuerung arbeitet mit Gasgeschwindigkeiten über 5 m/s, wodurch das Wirbelbett aufgelöst wird und ein Austrag des Bettmaterials erfolgt. Das ausgetragene Material wird über einen Zyklon der Wirbelschicht wieder zugeführt. Gegenüber anderen Wirbelschichtverfahren wird ein verbesserter Ausbrand erzielt und, bedingt durch längere Reaktionszeiten, kann auch die Einbindung von Schadstoffen erhöht werden. Aufgrund entsprechender Gasgeschwindigkeiten sind thermische Querschnittsbelastungen bis zu 6 MW/m² Rostfläche möglich (Abb. 5.4.7), wodurch grundsätzlich Anlagengrößen bis zu 80 t/h Abfalldurchsatz realisierbar erscheinen.

1349. Es ist noch nicht geklärt, ob und inwieweit die Wirbelschichtfeuerung bei der Verbrennung von Hausmüll vor allem mit der robusten und bewährten Rostfeuerung konkurrieren kann (VATER, 1987). Bei der Wirbelschichtfeuerung ist bislang nicht bekannt, inwieweit sich polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) oder ähnliche toxische organische Schadstoffe bilden können.

1350. Bei der Verbrennung von Klärschlamm werden im Gegensatz zu der von Hausmüll vor allem Wirbelschichtfeuerungen und Drehetagenöfen oder auch Kombinationen beider (sogenannte Etagenwirbler) als Feuerungssysteme verwendet. Eine Übersicht der in der Bundesrepublik Deutschland eingesetzten Feuerungssysteme für Klärschlammverbrennung im kommunalen Bereich zeigt Tabelle 5.4.6.

Ein wesentlicher Vorteil der Etagenöfen liegt darin, daß feuchte und auch pastöse Abfälle ohne aufwendige Vorbehandlung verbrannt werden können und daß das Teillastverhalten bei der Verbrennung besser ist als bei der Wirbelschichtfeuerung. Bei beiden Arten der Verbrennung kann ein hoher Ausbrand erzielt werden, wobei eine mechanische Durchmischung des Abfalls und damit eine laufend neue Oberflächenbildung stattfindet.

1351. Der verfahrenstechnisch universellste Apparat zur Verbrennung von Sonderabfällen und kontaminiertem Erdreich schwankender Zusammensetzung und unterschiedlicher Konsistenz ist der Dreh-

Tabelle 5.4.6

Öffentliche Klärschlammverbrennungsanlagen in der Bundesrepublik Deutschland (Stand 1988)

Standort	Inbetrieb-nahme-jahr	Feue-rungs-system	Verbren-nungs-einheiten	Anzahl der ange-schlosse-nen Ein-wohner in 1 000 EGW[1])	Abgasreinigungsanlage					
					Inbetrieb-nahme-jahr	Anzahl der Einheiten	Abgas-menge in m^3/h	Staub-abschei-dung	Gas-abschei-dung	Bauart
Berlin-Marien-felde	1974	Wirbel-schicht	3	1 000	1974	3	10 000	E-Filter	—	—
Berlin-Ruhleben	1963 E 1985/86	Wirbel-schicht	3	1 800	1985/86	3	54 500	E-Filter	—	—
Bochum	1974	Wirbel-schicht	2	300	1974	2	20 000	Multi-zyklon	Wäsche	Venturi
Bonn	1981	Wirbel-schicht	2	380	1981	2	15 600	E-Filter	Chemi-sorption	Reaktor
Bottrop	1979	Wirbel-schicht	1	2 500	1979	1	20 000	E-Filter	Wäsche	Venturi
Braunlage	1967	Etagen-ofen	1	15	1967	1	—	Strahl-gas-wäscher	TAV[2])	—
Düren	1975	Wirbel-schicht	1	300	1975	1	14 000	—	Wäsche	Radial-strom
Düssel-dorf Nord	1982	Etagen-ofen	1	800	1982	1	27 000	E-Filter	Wäsche	—
Düssel-dorf Süd	1976	Etagen-ofen	1		1976	1	25 000	E-Filter	TNV[3])	—
Frank-furt/M.	1981 (E 1990)	Wirbel-schicht	3 (1)	1 700	1981	3	46 000	E-Filter	Wäsche	Radial-strom
Karlsruhe	1982	Wirbel-schicht	1	635	1982	1	15 000	E-Filter	Wäsche	Venturi
Kleve	1975	Wirbel-schicht	1	180	1975	1	9 500	—	Wäsche	Radial-strom
Stuttgart	1962	Etagen-ofen	1		1976	1	26 000	E-Filter	Wäsche	Radial-strom
	E 1981	Wirbel-schicht	1	1 300	E 1981	1	18 000			
Ulm	1979	Wirbel-schicht	1	340	1979	1	20 000	E-Filter	Wäsche	Venturi
	E 1987	Wirbel-schicht	1		E 1987	1	20 000			
Wuppertal	1977	Wirbel-schicht	2	700	1977	2	58 000	E-Filter	Wäsche	Kugel-wäscher

E = Erweiterung
[1]) EGW = Einwohnergleichwerte
[2]) TAV = Trocken-Additiv-Verfahren
[3]) TNV = Thermische Nachverbrennung

Quelle: UBA, 1989

Tabelle 5.4.7

Öffentliche Sonderabfallverbrennungsanlagen in der Bundesrepublik Deutschland (Stand 1988)

Standort	Inbetriebnahmejahr	Feuerungssystem	Anzahl der Verbrennungseinheiten	Kapazität je Einheit in t/h	Jahresdurchsatz in 1 000 t	Sonderabfallarten	Vorbehandlungssystem	Abgasreinigungsanlage					
								Inbetriebnahmejahr	Anzahl der Einheiten	Abgasmenge in m³/h	Staubabscheidung	Gasabscheidung	Bauart
Biebesheim	1981	Drehrohr	2	3,7 bis 5,2	58	fest, pastös, flüssig +PCB	Emulsionstrennanlage	1981	4	95000	Zyklon	Wäsche	Waschturm
Ebenhausen	1975	Drehrohr	2+1	4,0	62	fest, pastös, flüssig +PCB	CPB [1]), Emulsionstrennanlage	1975	2	115000	E-Filter	Wäsche	2stufiger Venturi
Hamburg	1970	Drehrohr	2	6,0 bis 7,0	70	fest, pastös		1970	1	150000	E-Filter	Chemisorption	Reaktor
Herten	1983	Drehrohr	1	5,0	30	fest, pastös, flüssig	CPB [1])	1983	1	79000	E-Filter	Wäsche	Rotopart
Schwabach	1972 (1988 Erweiterung)	Drehrohr	1	2,5	18 (30)	fest, pastös	CPB [1]), Emulsionstrennanlage	1985	1	40000	E-Filter	Wäsche	Kolonnenwäscher

[1]) CPB = Chemisch-physikalische Behandlung

Quelle: UBA, 1989

rohrofen. In Tabelle 5.4.7 sind die in der Bundesrepublik Deutschland eingesetzten öffentlichen Sonderabfallverbrennungsanlagen aufgeführt. In Drehrohröfen werden in der Regel Verbrennungstemperaturen um 950 °C, in Einzelfällen auch solche bis 1 200 °C bei Verweilzeiten der Sonderabfälle von 0,5 bis 2 Stunden und der Verbrennungsgase bis zu 4 Sekunden im Ofen realisiert. Die Abgase werden bei Sonderabfällen immer einer Nachbrennkammer zugeführt, in der Temperaturen von 1 200 bis 1 400 °C und Verweilzeiten von 2 bis 4 Sekunden eingestellt werden (UBA, 1989; VOLLHARDT, 1987). Eine Anpassung der Verweilzeit an die unterschiedlichen Brenneigenschaften der Abfälle ist bei gegebenen Öfen durch Änderung der Ofendrehzahl möglich. Nachteilig sind der geringe Füllgrad des Ofens und höhere Investitionskosten.

1352. Für einige Sonderabfallarten, insbesondere bei speziellen flüssigen Abfällen, werden auch Muffelöfen als Feuerungssystem eingesetzt. Die Verweilzeiten der entstehenden Verbrennungsgase im Ofen sind im Vergleich zu Drehrohröfen geringer. Sie liegen für Haupt- und Nachbrennkammer zwischen 0,5 und 1 Sekunde, wobei jedoch zumeist höhere Temperaturen eingestellt werden (UBA, 1989). Gegenüber Drehrohröfen leisten Muffelöfen spezifisch weniger (HABECK-TROPFKE, 1985; WINNACKER und KÜCHLER, 1984).

1353. In neuerer Zeit werden Überlegungen zur kombinierten Kohle- und Abfallverbrennung angestellt. Dabei wird untersucht, inwieweit spezielle Abfälle in bestehenden oder auch geplanten Großfeuerungsanlagen schadstoffarm verbrannt werden können und ob eine effektivere und wirtschaftlichere Immobilisierung der Verbrennungsrückstände zu erzielen ist. Kohle ist im Vergleich zu Abfällen deutlich homogener und wird deshalb in effektiven Feuerungssystemen verbrannt, und zwar vor allem in Staub- und Wirbelschichtfeuerungen. Grundsätzlich vorteilhaft wäre es, wenn einzelne Abfallfraktionen in hocheffektiven Kohlenstaubfeuerungen mitverbrannt werden könnten, wobei Anlagen mit schmelzflüssigem Schlackeabzug aufgrund der höheren Feuerraumtemperatur zu bevorzugen sind. Neben hohen Ausbrandraten kann außerdem durch Flugstaubrückführung eine vollständige Zersetzung toxischer organischer Komponenten auch wirtschaftlich vorteilhaft erfolgen.

1354. Für solche Mischfeuerungen kommen grundsätzlich Drehrohröfen der Zementindustrie, Steinkohlenschmelzkammerfeuerungen sowie Hochöfen in Frage. Der Einsatz von Zementdrehrohröfen und Hochöfen ist — abhängig von der Abfallfraktion — insofern eingeschränkt, weil die Einhaltung einer hohen Produktqualität unbedingt zu gewährleisten ist.

Von Einfluß auf die Mischfeuerung sind vor allem folgende Parameter:

- Art und Zusammensetzung des Abfalls
- Kohlesorten

— Verhältnis von Abfall und Kohle

— Ausbrand der Einsatzmaterialien

— Verweilzeit und Temperatur der Abgase im Brennraum.

Vorläufige Ergebnisse zu solchen Mischfeuerungen liegen derzeit aus Klärschlammverbrennungsversuchen in einer Steinkohlenschmelzfeuerung vor. Die Feuerung wurde hierbei, wie bei der reinen Kohlenbefeuerung, mit sehr hohen Temperaturen von ca. 1 500 °C betrieben. Eingesetzt wurde neben Ballastkohle getrockneter Klärschlamm (Restfeuchte 10 bis 15%) bis zu einem Feuerungswärmeanteil von 25%. Die bisherigen Untersuchungen ergaben, daß diese Mischfeuerung alle Emissionsgrenzwerte erfüllt hat (HANNES, 1989).

5.4.3.2 Aufbau von Pyrolyseanlagen

1355. Von den in Abschnitt 5.3.4.2.1 genannten vier Verfahrenstypen von Pyrolyseanlagen nach BISCHOFSBERGER und BORN (1989) werden die folgenden drei zur Hausmüllpyrolyse eingesetzt:

(1) Pyrolyseverfahren mit einer direkten Verbrennung des erzeugten Pyrolysegases, zum Beispiel Babcock-Verfahren und Krupp-Polysius-Verfahren

(2) Pyrolyseverfahren mit einer Aufbereitung des Pyrolysegases und Einsatz des gewonnenen Pyrolysereingases als Betriebsstoff für Gasmotoren oder Verbrennung in einer Kesselanlage, zum Beispiel Reingasvariante, PKA-Verfahren

(3) Pyrolyseverfahren mit einer gemeinsamen Pyrolysegas- und Pyrolysekoksverbrennung, zum Beispiel Schwelbrennverfahren.

Pyrolyseanlage entsprechend Verfahrenstyp (1)

1356. Prototyp von Verfahrenstyp (1) ist die Hausmüllpyrolyseanlage Burgau in Bayern. In der für 6 t/h ausgelegten Anlage sind seit Juni 1987 bei einer Verfügbarkeit von 70% bisher mehr als 100 000 t Hausmüll, vermengt mit energiereichen Kabelummantelungen aus Kunststoff und einem chromhaltigen Klärschlamm aus der Gerberei, pyrolysiert worden. Kernstück der Anlage sind zwei von außen beheizte Drehrohröfen — jeder ausgelegt für 3 t/h —, die parallel gefahren werden. Die Anlage ist seit September 1989 außer Betrieb, da Korrosionsschäden an den Drehrohröfen eine gründliche Inspektion notwendig machten.

1357. Das Pyrolysegut verweilt im Drehrohrofen etwa 1,5 Stunden. Es entstehen dabei feste Pyrolyserückstände (Pyrolysekoks), die am Ende des Drehrohres über einen Naßentschlacker ausgeschleust werden und Pyrolysegase, die nach Entstaubung zur Brennkammer geführt werden, in der sie — gegebenenfalls unter Zusatz von Heizöl — bei Temperaturen um 1200 oC verbrannt werden.

Mit einem Teil dieser Rauchgase wird der in Kammern aufgeteilte Doppelmantel der Drehrohröfen beheizt, und der dadurch abgekühlte Teilstrom der Rauchgase wird vor dem Dampferzeuger (Abhitzekessel) wieder mit dem Rauchgasstrom von der Brennkammer vereinigt.

1358. Vor der Beschickung des Drehrohrofens wird dem Einsatzgut zur Bindung saurer Gase Calciumoxid zugegeben, und nach dem Abhitzekessel wird den Rauchgasen Calciumhydroxid zudosiert. Dieser trokkenen Reinigung folgt eine Passage der Rauchgase durch ein Gewebefilter.

Es ergibt sich folgende Massenbilanz (ohne Berücksichtigung der Verbrennungsluft):

Einsatzgut (Feinmüll)	1 000 kg	
Calciumoxid	16 kg	
Calciumhydroxid	8 kg	
Einsatzstoffe (Edukte) insgesamt		1 024 kg
Pyrolyserückstand	340 kg	
Zyklonstaub	36 kg	
Gewebefilterrückstand	10 kg	
Produkte (fest) insgesamt		386 kg
Wasser (Feuchte und Schwelwasser)	468 kg	
Schwelprodukte	170 kg	
Nasses Schwelgas insgesamt		638 kg.

Der hohe Wassergehalt des Schwelgases ist auf die hohe Eingangsfeuchte zurückzuführen. Aber auch das trockene Schwelgas ist ein Armgas folgender Zusammensetzung:

Kohlendioxid	41,2 Vol.-%
Kohlenmonoxid	17,1 Vol.-%
Wasserstoff	14,9 Vol.-%
Methan	11,3 Vol.-%
C_2-Kohlenwasserstoffe	5,2 Vol.-%
C_3-Kohlenwasserstoffe	3,6 Vol.-%
Stickstoff	3,3 Vol.-%
C_4/C_5-Kohlenwasserstoffe	2,5 Vol.-%

Trotz des Zusatzes der basischen Calciumverbindungen sind im Pyrolysegas einige gasförmige Schadstoffe enthalten, nämlich:

Ammoniak	907	mg/m³
Chlorwasserstoff	73	mg/m³
Cyanwasserstoff	1	mg/m³
Schwefelwasserstoff	1 320	mg/m³
Schwefeldioxid	1 270	mg/m³
Phenole	290	mg/m³
Summe PAH	4	µg/m³
Summe PCB	3	µg/m³
Gesamt-HCH	0,04	µg/m³

Die Pyrolysegase werden vollständig verbrannt. Nachfolgend sind die Ergebnisse einer Analyse für das gereinigte Abgas angegeben; ohne Kohlendioxid (CO_2) und Stickstoff (N_2):

Quecksilber, dampfförmig	0,3	mg/m³
Chlorwasserstoff	15,0	mg/m³
Fluorwasserstoff	0,13	mg/m³
Schwefeldioxid	8,0	mg/m³
Stickstoffoxide	304,0	mg/m³
Kohlenstoffmonoxid	17,0	mg/m³
Kohlenwasserstoffe, berechnet als Kohlenstoff	<2,0	mg/m³
Staub	2,2	mg/m³

Staubinhaltsstoffe:		
Cadmium	0,052	$\mu g/m^3$
Nickel	0,653	$\mu g/m^3$
Chrom	0,234	$\mu g/m^3$
Kupfer	0,462	$\mu g/m^3$
Mangan	0,272	$\mu g/m^3$
Eisen	5,788	$\mu g/m^3$
Zink	10,202	$\mu g/m^3$.

Ähnlich hohe Quecksilberemissionen wie aus der Anlage Burgau sind auch von anderen Anlagen bekannt, die mit Trockenreinigungsverfahren ausgestattet sind. Durch Verwendung eines speziellen mit Additiv versetzten Kalkes soll sich die Quecksilberemission stark vermindern lassen.

Der Chromgehalt des Abgases ist auf die Beimengung von chromhaltigem Klärschlamm zum Einsatzgut zurückzuführen. Ansonsten sind, abgesehen vom NO_x-Gehalt, die Konzentrationen der emittierten Schadstoffe sehr niedrig, obwohl der Reinigungsaufwand minimal ist. Besonders ist darauf hinzuweisen, daß im Reingaskondensat und in der Reingasabsorptionslösung die PCDD/F-Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze von früheren Messungen von 10 bzw. 20 ng/l lagen.

1359. Der anfallende Pyrolyserückstand, der etwa 15% kohlenstoffhaltiges Material enthält, wird zusammen mit dem anfallenden Zyklonstaub und dem Gewebefilterrückstand abgelagert.

Alle Feststoffe wurden auf ihren PCDD/F-Gehalt untersucht. Im Pyrolyserückstand und im Brennkammerstaub lagen die PCDD/F-Gehalte unter der Nachweisgrenze von früheren Messungen von 10 bzw. 20 ng/kg. Im Zyklonstaub waren TCDF mit 513 ng/kg und PeCDF mit 305 ng/kg, jedoch keine PCDD nachweisbar.

Im Gewebefilterstaub waren PCDD/F nachweisbar und zwar 390 ng/kg PCDD (davon 108 ng/kg TCDD) und 295 ng/kg PeCDF (davon 117 ng/kg TCDF).

Aus den Analysen ergibt sich für den Rückstand ein hoher Wassergehalt von 41,6 Gew.-%; wegen des Zusatzes von basischen Calciumverbindungen zur Bindung saurer Gase ist der Calciumanteil mit 7,5% sehr hoch. Entsprechend sind auch der Chloridanteil mit 1,2% und der Sulfatanteil mit 1,7% relativ hoch.

In der Zukunft wird die Ablagerung der unbehandelten Feststoffe wegen des hohen Kohlenstoffgehaltes nicht mehr möglich sein.

1360. Die Analyse des aus der Deponierung der Pyrolyserückstände stammenden Sickerwassers zeigte die folgenden Werte:

Abdampfrückstand	50	g/l
Glührückstand	43	g/l
pH-Wert	7	
Kohlenwasserstoffe	1	mg/l
Phenole	0,32	mg/l
TOC	179	mg C/l
CSB	673	mg O_2/l
PAH	3	$\mu g/l$

Die PCDD/F-Gehalte im Sickerwasser der Rückstandsdeponie lagen unterhalb der Nachweisgrenze früherer Messungen von 10 bzw. 20 ng/l.

1361. Zum Energiefluß in der Pyrolyseanlage läßt sich sagen, daß der Abfall einen unteren Heizwert von 5 150 kJ/kg hat, damit werden bei einem Eintrag von 6 t Abfall pro Stunde der Anlage ca. 8,6 MW zugeführt.

Der Pyrolyserückstand, der die Anlage verläßt, hat einen unteren Heizwert von 4 600 kJ/kg, so daß bei einem Austrag von 6 · 340 kg/h etwa 2,6 MW die Anlage mit dem Pyrolyserückstand verlassen. In Form von Dampf fallen etwa 1,6 MW an. 4,4 MW sind Verluste in Form von Abstrahlung am Ofen, Abfuhr mit dem Rauchgas sowie Deckung von Eigenbedarf. Die Elektrizitätserzeugungsanlage ist für maximal 2 MW ausgelegt.

1362. Zusammenfassend ist zu sagen, daß die Anlage in Burgau ihre grundsätzliche Funktionsfähigkeit unter Beweis gestellt hat. Sie ist in der Lage, das abzulagernde Hausmüllvolumen auf etwa 20% des Ursprungsvolumens zu reduzieren. Die Anlage arbeitet energieautark. Abgesehen von aussortierten Metallteilen findet eine Wertstoffrückgewinnung jedoch nicht statt. Insofern unterscheidet sich die Anlage nicht von einer konventionellen Abfallverbrennungsanlage.

Pyrolyseanlage entsprechend Verfahrenstyp (2)

1363. Vertreter dieses Verfahrenstyps wurden als Alternative zur Hausmüll- und Klärschlammverbrennung entwickelt.

Besonderes Kennzeichen dieses Verfahrens ist der Drehtrommelreaktor mit innenliegenden axial angeordneten Heizrohren. Das Pyrolysegut verweilt 60 bis 90 Minuten in dieser Drehtrommel. Das Pyrolysegas wird teilentstaubt und in einem sogenannten Gaswandler bei Teilverbrennung über ein Koksbett zur thermischen Spaltung geleitet. Dabei wird ein niederkalorisches Gas mit 4 bis 5 MJ/m^3 Heizwert gewonnen, das nur anlagenintern oder anlagennah verwertet werden kann. Wie bei Verfahrenstyp (1) fällt weiterhin ein fester Pyrolyserückstand an.

1364. Die ausgetragenen Feststoffe entsprechen in Menge und Qualität in etwa den bei Verfahrenstypen (1) bereits angegebenen. Dies gilt auch hinsichtlich des PCDD/F-Gehalts der Feststoffe (BISCHOFSBERGER und BORN, 1989).

Von besonderem Interesse für die Qualität der Feststoffe ist eine Verfahrensentwicklung, die eine Mineralisierung der Feststoffe zum Ziel hat (FÄHNLE et al., 1990). Bei diesem Verfahren wird in einer sogenannten Kalzinieranlage der Feststoff mit Kalk und silikathaltigen Zuschlagstoffen zu Briketts gepreßt und bei 1 000 °C bis 1 200 °C mineralisiert. Schwermetalle und deren Oxide werden dabei in stabile, schwer auslaugbare Verbindungen (Sand, keramische oder glasartige Verbindungen) eingebunden. Die entstandenen Produkte können als Baumaterial eingesetzt werden. Dieses Verfahren wurde in den USA entwickelt und ist dort unter dem Namen Calx-Fuel-Verfahren bekannt.

Pyrolyseanlage entsprechend Verfahrenstyp (3)

1365. Vertreter dieses Verfahrenstyps ist das Schwelbrennverfahren mit dem Ziel, die abzulagernden Rückstände zu minimieren. Die Verschwelung erfolgt in einer indirekt beheizten Drehtrommel.

Kennzeichen dieses Verfahrens ist die der Pyrolyse nachgeschaltete Hochtemperaturverbrennung, in der die anfallenden Pyrolysegase zusammen mit den anfallenden Pyrolyserückständen, nach Abtrennung von Metallschrott und Inertstoffen, verbrannt werden. Dadurch ist eine weitgehende Oxidation aller organischen Bestandteile und eine sichere Zerstörung eventuell gebildeter PCDD/F zu erwarten. Die nichtbrennbaren Bestandteile fallen als schmelzflüssige Schlacke an, die sich durch geringe Auslaugbarkeit der Schwermetalle auszeichnet, und damit günstige Voraussetzungen für eine Verwertung oder umweltverträgliche Ablagerung besitzt. Dies ist als Vorteil gegenüber den herkömmlichen Abfallverbrennungsanlagen zu werten.

1366. Beim Schwelbrennverfahren wird — bei einem Energieeintrag von 2 333 kW mit dem Rohabfall — Nutzenergie in Form von Dampf von etwa 360 kW erhalten, entsprechend einem Energienutzungsgrad von 15 %.

Bezogen auf das Einsatzgut sind 28 bis 30 Gew.-% als Rückstände abzulagern. Bei Verfahrenstyp (1) sind es 38 bis 39 Gew.-%. Verfahrenstyp (3) hat damit eine erhebliche Verbesserung gegenüber Typ (1) erreicht.

1367. Alle drei Verfahrenstypen haben für den verfahrenstechnisch wesentlichen Teil, den Drehrohrofen als Pyrolysereaktor, sowie für die Nutzung des Pyrolysegases ihre Durchführbarkeit bewiesen. Die Pyrolysegase dieser Verfahrenstypen sind ebenso wie die Reingase, schon wegen des geringen Gehaltes an Kohlenstoffverbindungen der Edukte, Armgase.

5.4.4 Anwendungsbereiche der Abfallverbrennung

5.4.4.1 Hausmüll

1368. Neben dem aus dem Haushalt stammenden eigentlichen Hausmüll werden den Verbrennungsanlagen auch Sperrmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle sowie gegebenenfalls Straßenkehricht und Marktabfälle zugeführt, die unter dem Begriff Hausmüll zusammengefaßt werden. Aufgrund der wechselnden Abgabe- und Sortiergewohnheiten unterliegt diese Gesamthausmüllzusammensetzung Schwankungen. Der untere Heizwert des in Hausmüllverbrennungsanlagen zu behandelnden Abfalls schwankt je nach regionalen Gegebenheiten zwischen 7 000 kJ/kg und 11 000 kJ/kg (FISCHER und KITZEROW, 1989). Die Schüttdichte des unverdichteten Hausmülls liegt zwischen 100 und 300 kg/m³ (VDI, 1979).

1369. Für die Verbrennung von Hausmüll verwendet man praktisch ausschließlich Rostfeuerungen. Unter Zugrundelegung mittlerer Auslegungsdaten lassen sich folgende Richtwerte für die Energiegewinnung angeben:

- Dampf: 1,9—2,4 t/t Abfall
- Strom: 350—400 kWh/t Abfall.

Tabelle 5.4.8

Einfluß der Wertstofferfassung aus Hausmüll auf den unteren Heizwert des Restmülls

		Altpapier- + Altglas-Sammlung			Bring-Container *)		Grüne Tonne *)				Gr. Tonne + Biotonne *)		Theoretische Ansätze			
Erfassungsquoten in %	Papier/ Pappe (20)	20	40	60	20	35	45	55	45	55	45	55	100	100	100	100
	Fe-Metalle (4)	—	—	—	25	35	80	80	80	80	80	80	—	—	100	100
	Glas (10)	35	35	45	30	45	40	40	40	40	40	40	—	100	100	100
	Kunststoffe (7)	—	—	—	—	—	—	—	50	60	50	—	—	—	—	100
	Vegetabilien (40)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	50	60	—	—	—	100
Mengenreduktion des Hausmülls in Gew.-%		7,5	11,5	16,5	8,0	12,9	16,2	18,2	19,7	22,4	39,7	42,2	20	30	34	81
Veränderung des Heizwertes in %		+ 0,5	− 3,0	− 5,6	+ 1,0	+ 0,6	+ 0,4	− 1,5	− 8,1	− 12,1	+ 4,9	+ 17,4	− 19,1	− 7,6	− 2,0	+ 20,7

Klammerwerte = Gehalte im Rohmüll (Gew.-%)

*) Erfassungsquoten abzüglich Sortierverluste

Annahme: Heizwert H_u in kJ/kg
für Rohmüll 8 500
gem. Altpapier 15 000
gem. Kunststoffe 25 000
Vegetabilien 4 500

Quelle: BARNISKE, 1987a

Der Stromeigenbedarf der Müllverbrennungsanlage liegt bei 30—80 kWh/t Abfall.

1370. Beeinflußt wird die Energieproduktion bei der Abfallverbrennung bislang nur in geringem Maß durch den Trend zur Vorsortierung und getrennten Wertstofferfassung aus dem Hausmüll mit dem Ziel der Materialrückgewinnung. Diese Feststellung gilt besonders für die Papieranteile im Hausmüll. Zur Zeit liegt der Papier- und Pappegehalt in hausmüllähnlichen Abfällen in der Bundesrepublik Deutschland durchschnittlich bei 16% (UBA, 1989). Eine Papieraussortierung hat theoretisch eine deutliche Verringerung des Hausmüllheizwertes zur Folge. Untersuchungen haben aber gezeigt, daß bei getrennter Altpapiersammlung maximale Heizwertverminderungen um 5 bis 8% auftreten können (BARNISKE, 1987a). Die Heizwertabnahme wird zumindest teilweise dadurch kompensiert, daß neben Pappe und Papier auch nicht brennbare Bestandteile wie Glas und Metalle vor der Abfallverbrennung aussortiert werden. Selbst bei einer Papiererfassungsquote von 50% wächst der Heizwert deutlich, wenn auch die Erfassungsquoten beispielsweise für Glas und Eisenmetalle entsprechend hoch sind (Tab. 5.4.8) (BARNISKE, 1987a). Stärker noch als Papier und Pappe wird der Heizwert des Abfalls durch Kunststoffe beeinflußt. Deren Vorabsammlung wird aber bislang nicht betrieben, da es keine Verwertungsmöglichkeiten für chemisch unterschiedliche Kunststoffe gibt, vor allem wenn diese im Abfall vermischt sind. Wie Tabelle 5.4.8 bestätigt, schließen sich getrenntes Sammeln und Verbrennung nicht aus, sondern ergänzen sich sogar.

5.4.4.2 Brennstoff aus Müll (BRAM)

1371. In den letzten Jahren wurden Verfahren mit dem Ziel entwickelt, aus Hausmüll, Klärschlamm oder deren Teilfraktionen einen Brennstoff herzustellen, der gegenüber zu verbrennendem Rohmüll folgende Vorteile besitzen soll:

— einen höheren und gleichmäßigen Heizwert

— einen niedrigeren Wassergehalt

— einen geringeren Inertanteil

— einen niedrigeren Aschegehalt

— einen geringen Gehalt an Schadstoffen wie z. B. Chlorverbindungen

— unbegrenzte Lagerfähigkeit sowie gute Transportfähigkeit

— universelle Brennbarkeit

— Geruchsfreiheit

— Handelswert.

Bisherige BRAM-Produkte aus europäischen Müllaufbereitungsanlagen bestehen zu 70—85 Gew.-% aus Papier und Pappe, zu 10—13 Gew.-% aus Kunststoffen, zu 6—16 Gew.-% aus anderen brennbaren und zu rd. 4 Gew.-% aus nicht brennbaren Bestandteilen. Der untere Heizwert der BRAM-Produkte liegt in der Größenordnung zwischen 12 000 und 18 000 kJ/kg (BARNISKE, 1987a).

1372. Es sind zwar einzelne Verfahren zur Herstellung von Brennstoff aus Hausmüll bzw. aus Klärschlamm in der Bundesrepublik Deutschland entwickelt worden; dabei hat sich aber gezeigt, daß bei Verbrennung der verschiedenen BRAM-Sorten auf eine Abgasreinigung nicht verzichtet werden kann, wodurch der Absatz dieses Brennstoffes stark eingeschränkt wird. Besonders die Chlor-, Staub- und Schwermetallgehalte der Rauchgase überschreiten die zulässigen Werte beträchtlich. Durch zusätzliche Sortierungsmaßnahmen versucht man daher, die Schadstoffgehalte des BRAM weiter zu senken. Die BRAM-Pellets müssen darüber hinaus auch zur Verbesserung ihrer Lagerfähigkeit und des Brennverhaltens nachbehandelt werden. Die Verbrennung von BRAM ist in Feuerungssystemen möglich, bei denen aufgrund der Reaktionsführung eine zwangsläufige Einbindung der Schadstoffe in die Produkte des Prozesses zu erwarten ist, wie zum Beispiel bei der Verfeuerung in Zementdrehrohröfen.

Bislang ist auch die Verfügbarkeit von BRAM ungenügend, so daß es zu Versorgungsengpässen bei Feuerungen kommen kann, die allein auf diese Produkte eingestellt sind. Insgesamt sind bei der Verbrennung von BRAM keine Vorteile gegenüber der direkten Verbrennung von Hausmüll erkennbar. Daher ist der Einsatz von BRAM nur auf spezielle Fälle beschränkt.

5.4.4.3 Klärschlamm

1373. Jährlich fallen etwa 3,4 Mio. t Klärschlamm (berechnet als Trockensubstanz) aus kommunalen und betrieblichen Kläranlagen an (Abschn. 3.2.5). Der Massenanteil der organischen Stoffe liegt zwischen 45% und 65% der Trockensubstanz. Der untere Heizwert beträgt 17 000 bis 25 000 kJ/kg (VDI, 1979).

Ca. 8% des anfallenden Klärschlammes werden derzeit in Verbrennungsanlagen behandelt. Die Verbrennung bewirkt eine

— extreme Massenverminderung der Klärwerksabgänge (gegenüber Naßschlamm 1 : 80, gegenüber entwässertem Schlamm 1 : 14),

— Zerstörung der im Klärschlamm enthaltenen organischen Schadstoffe,

— Erzeugung geruchsfreier Rückstände,

— Deponiefähigkeit der Aschen mit geringer Löslichkeit von Schwermetallbestandteilen.

1374. Eine kostenintensive thermische Klärschlammbehandlung ist dann angebracht, wenn der Klärschlamm aufgrund hoher Schadstoffbelastung, vor allem durch Schwermetallverbindungen, sowie durch erhöhte PCDD/F-Konzentrationen landwirtschaftlich nicht verwertbar ist.

In der letzten Zeit stehen bei der Entwicklung von Schlammverbrennungsverfahren vor allem folgende Gesichtspunkte im Vordergrund:

— autarke Verbrennung des Schlammes in der Kläranlage unter Nutzung des Heizwertes

— Trocknung mit nachfolgender getrennter Verbrennung

— Erzeugung eines Brennstoffes zur Nutzung des im Schlamm enthaltenen Energiegehaltes an anderer Stelle (JÜNTGEN, 1985).

1375. Von Bedeutung für die Energienutzung ist der Trend zur gemeinsamen Abfall-Klärschlamm-Verbrennung, die zur Zeit in acht Großanlagen praktiziert wird (BARNISKE, 1987b). Dabei kann die Verbrennungswärme des Hausmülls zur Vortrocknung des Klärschlamms benutzt werden. Mögliche kombinierte Verfahren, die industriell oder zumindest in Großversuchen erprobt wurden, sind

— die thermische Entwässerung und Verbrennung des Klärschlammes durch Beimischung von Hausmüll,

— die Trocknung des Klärschlammes mittels Dünnschichttrockner, die Vermischung mit Abfällen und anschließende Verbrennung,

— das direkte Einspritzen von nassem Klärschlamm im Mahltrockner mit anschließender Staubfeuerung,

— die gemeinsame Zerkleinerung und Homogenisierung von Klärschlamm und Abfällen in einer Müllkaskade und anschließende Verbrennung auf dem Verbrennungsrost.

5.4.4.4 Sonderabfälle

1376. Hinsichtlich des Begriffes „Sonderabfall" und des Sonderabfallaufkommens wird auf Abschnitt 3.2.3 verwiesen. Sonderabfälle sind weit überwiegend Rückstände aus dem Produzierenden Gewerbe und aus Krankenhäusern. Eine Aufstellung der verschiedenen Abfallarten findet sich in Tabelle 3.2.13 des Kapitels 3.

1377. Die thermische Behandlung von Sonderabfällen kann sowohl pyrolytisch als auch durch Verbrennung erfolgen. Die Pyrolyse ist dabei nur bei einigen wenigen Abfallgruppen mit besonderen Eigenschaften möglich. Nach dem heutigen Stand der Technik ist die Sonderabfallverbrennung das universellste großtechnisch verfügbare Verfahren, durch das eine Vielzahl gefährlicher Abfälle unschädlich gemacht werden kann (BARNISKE und GLEIS, 1988).

Eine Übersicht über Stand und Entwicklung der Sonderabfallverbrennung in den Bundesländern gibt Tabelle 5.4.9. Danach steht heute eine Sonderabfallverbrennungskapazität von rund 700 000 Jahrestonnen im industriellen und öffentlichen Bereich zur Verfügung. Geplant sind Kapazitäten von weiteren 7 000 Jahrestonnen (BARNISKE und GLEIS, 1988).

1378. Chlorierte Kohlenwasserstoffe wurden auf Verbrennungsschiffen in der Nordsee verbrannt. Zu-

Tabelle 5.4.9

Stand und Entwicklung der Sonderabfallverbrennung in den Bundesländern 1988

Land	Vorhandene Anlagen (Stand: 1988)		Geplante bzw. Ausbau vorhandener Anlagen	
	Anzahl	Kapazität in 1 000 t/a	Anzahl	Kapazität in 1 000 t/a
Baden-Württemberg	—	—	1 (1)	60
Bayern	4 (3)	120+ 5*)	3 (2)	135
Berlin	—	—	1	15 (DDR)
Bremen	—	—	—	Verbund mit Schl.-Hol.
Hamburg	1 (1)	50+50*)	1 (1)	20
Hessen	5 (1)	110	3 (2)	100
Niedersachsen	1	5	1 (1)	60
Nordrhein-Westfalen	14 (1)	285	4 (2)	170
Rheinland-Pfalz	1	100	2 (1)	90
Saarland	—	—	1 (1)	15
Schleswig-Holstein	1	20	1 (1)	35
Gesamt	27	690+55*)	18	700
davon öffentl. betr.	(6)	231+55*)	(12)	515

zu erwartende Stillegungen sind hierbei unberücksichtigt

*) = hausmüllähnlicher Gewerbemüll

Quelle: BARNISKE und GLEIS, 1988

letzt waren zwei Verbrennungsschiffe (Vulcanus II, Vesta) mit einer gesamten Jahresverbrennungskapazität von ca. 100 000 t in Betrieb; 1987 wurden fast 50 000 t, 1988 noch etwa 46 000 t und 1989 nur noch etwa 21 000 t auf See verbrannt (BMU, 1990). Da die Verbrennung inzwischen eingestellt wurde, ist die Verwertung oder ordnungsgemäße Beseitigung der entsprechenden Abfälle durch landgebundene Entsorgungsanlagen zu gewährleisten.

5.4.4.5 Krankenhausspezifische Abfälle

1379. Die Verbrennung stellt das am weitesten verbreitete Verfahren zur Beseitigung krankenhausspezifischer Abfälle dar. Mit Inkrafttreten des Bundesseuchengesetzes vom 18. Juli 1961 wurden in fast allen Krankenhäusern Verbrennungsanlagen eingerichtet, in denen alle anfallenden Abfälle verbrannt wurden.

Aus Untersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz und des TÜV Hessen ist bekannt, daß die kleineren krankenhauseigenen Verbrennungsanlagen zu ca. 90 % zu beanstanden sind (HOFER, 1987). Kleinanlagen sind teuer, störanfällig und hygienisch bedenklich. DRAUSCHKE und HINRICHS (1988) sowie EHRESMANN (1982) berichten über zahlreiche Mängel an Kleinanlagen.

Der unbefriedigende Zustand der krankenhauseigenen Verbrennungsanlagen und die Einsicht, daß es finanziell nicht realisierbar war, diese veralteten Anlagen dem Stand der Technik entsprechend zu modernisieren, führten zur weitgehenden Schließung dieser Anlagen. Ersetzt wurden sie durch zentrale Sonderabfallverbrennungsanlagen, an Hausmüllverbrennungsanlagen angegliederte Sonderabfallverbrennungsanlagen, spezielle Krankenhausabfallverbrennungsanlagen oder durch krankenhauseigene, zentrale Sterilisationsanlagen oder Transport-Sterilisationsanlagen.

1380. Als vorbildliches Modell für die Behandlung der Krankenhausabfälle eines ganzen Bundeslandes in einer zentralen Anlage kann die Verbrennungsanlage in Kiel-Wellsee genannt werden. Die seit Oktober 1981 in Betrieb befindliche Sonderabfallverbrennungsanlage für krankenhausspezifische Sonderabfälle ist aus Gründen der Entsorgungssicherheit doppelt ausgelegt. Sie besteht im wesentlichen aus den Anlagenteilen vollautomatische Beschickung und Entaschung, Schwelkammer mit Nachbrennraum für Rauchgase und Rauchgaswäsche. Technische Details finden sich bei REISE (1987) und SCHULZ (1982).

Die spezifischen Gesamtkosten für Behältergestellung, Transport und Verbrennung belaufen sich bei der Verbrennungsanlage Kiel-Wellsee auf etwa 0,20 bis 0,25 DM pro Bett und Tag (REISE, 1987) und bei der Sonderabfallverbrennungsanlage von Rheinland-Pfalz — bei einem spezifischen Abfallanfall von 0,2 kg pro Bett und Tag — auf 0,28 DM pro Bett und Tag, entsprechend ca. 1 400 DM/t zu entsorgenden krankenhausspezifischen Abfalls (EHRESMANN, 1982).

1381. Ein Verfahren zur Vorbehandlung krankenhausspezifischer Abfälle für die nachfolgende Verbrennung in Hausmüllverbrennungsanlagen stellt die Sterilisation und Desinfektion dar. Naß- und Trockenabfälle bedürfen dabei der getrennten Sammlung und Behandlung. Ziel der meist thermisch arbeitenden Sterilisationsverfahren ist die Abtötung aller pathogenen Keime.

In krankenhauseigenen Sterilisationsanlagen können trockene krankenhausspezifische Abfälle vorbehandelt werden. Die etwa 2 bis 4 % krankenhausspezifischen Naßabfälle müssen entweder direkt verbrannt oder in einer zentralen Sterilisationsanlage für Naßabfälle behandelt werden (DRAUSCHKE, 1987; HUEBER, 1982).

5.4.5 Schadstoffanfall bei der Abfallverbrennung

1382. Bei der Verbrennung von Abfällen der verschiedensten Art fallen zahlreiche Luftschadstoffe im ungereinigten Rauchgas (Rohgas) an, deren Konzentrationen aufgrund unterschiedlichster Abfallzusammensetzung, verschiedener Verbrennungssysteme und spezifischer Verbrennungsbedingungen starken Schwankungen unterliegen. In Tabelle 5.4.10 wurden Informationen zum Schwankungsbereich der Schadstoffemissionen aus verschiedenen Veröffentlichungen zusammengestellt.

Der mengenmäßig bedeutendste Schadstoff im Rauchgas vor der Gasreinigung (Rohgas) von Hausmüllverbrennungsanlagen ist im allgemeinen Chlorwasserstoff (HCl), gefolgt von Stickstoffoxiden (NO_x), Schwefeldioxid (SO_2), Kohlenmonoxid (CO), organischen Verbindungen und Fluorwasserstoff (HF). Chlorträger sind bei einem geschätzten mittleren Anteil von 8 mg/kg Müll (VDI, 1988) chlorhaltige Polymere, wie z. B. PVC mit einem Chlorgehalt von ca. 50 % sowie Alkalichloride.

Der Schwefelgehalt des Abfalls liegt bei etwa 1 bis 5 mg/kg. Der in verschiedenen Bindungsformen vorliegende Schwefel wird zu etwa 30 % in der Schlacke eingebunden (VDI, 1988). Die Restmenge bildet zusammen mit Sauerstoff gasförmige Verbindungen, nämlich Schwefeldioxid und Schwefeltrioxid.

Kohlenmonoxid entsteht bei jeder Verbrennung als Produkt einer unvollständigen Verbrennung und die gebildete CO-Menge korreliert in Grenzen mit vorhandenen organischen Verbindungen im Rauchgas.

Stickstoffverbindungen bilden sich im Rauchgas vor allem abhängig von der Verbrennungstemperatur (thermisches NO_x); darüber hinaus ist auch der Stickstoffgehalt des Abfalls von Bedeutung. Da die Abfallverbrennung bei relativ niedrigen Temperaturen erfolgt, entstehen zumeist geringere spezifische Stickstoffoxidmengen als bei Kohlefeuerungen.

1383. Ein besonderes Problem stellt bei Abfallverbrennungsanlagen die Bildung von unterschiedlichsten Kohlenwasserstoffverbindungen dar, für die bei Einzelanlagen über eine pauschale Angabe der Kohlenwasserstoffmengen hinaus detaillierte Angaben oft fehlen. Als toxische Stoffe können unter anderen neben den polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) und polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) sowie

Tabelle 5.4.10

Schadstoffgehalte im Rohgas von Abfallverbrennungsanlagen unterschiedlicher Baujahre

Rohgas (bezogen auf 11 % O_2)	i. $N._f$	Hausmüllverbrennung	Sonderabfallverbrennung
Chlorverbindungen (als HCl)	mg/m³	1 000 – 4 000	2 000 – 20 000
Fluorverbindungen (als HF)	mg/m³	20 – 50	60 – 300
Schwefeldioxid	mg/m³	100 – 2 000	400 – 5 000
Schwefeltrioxid	mg/m³	5 – 70	
Stickoxide	mg/m³	150 – 450	150 – 800*
Kohlenmonoxid	mg/m³	80 – 800	80 – 800
Kohlenwasserstoffe	mg/m³	10 – 400	3 – 20
Staub	g/m³	2 – 20	0,1 – 8
Cadmium	mg/m³	0,3 – 2,5	31
Blei	mg/m³	10 – 60	143
Chrom	mg/m³		56
Kupfer	mg/m³	10 – 50	33
Vanadium	mg/m³		0,55
Zink	mg/m³	10 – 150	219
Quecksilber	mg/m³	0,4 – 0,7	0,03 – 0,05
Nickel	mg/m³	0,2 – 1,5	0,02 – 0,06

* gilt für ältere Anlagen

i. $N._f$ = im Normalzustand, feucht

Quelle: nach BARNISKE, 1987a; DAVIDS u. LANGE, 1986; DREYHAUPT, 1981; ERBACH, 1984; FICHTEL et al., 1981; GROMOTKE, 1987; LEMANN, 1987

deren Vorstufen auch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), polychlorierte Biphenyle (PCB) und Terphenyle (PCT) anfallen (BARNISKE, 1987a).

Chlorierte organische Verbindungen entstehen in den sauerstoffhaltigen Rauchgasen prinzipiell durch (GRAHAM et al., 1984)

- Verflüchtigung von chlororganischen Verbindungen, wie sie in geringen Mengen im Abfall vorhanden sind (z. B. Herbizide, Pestizide, Reinigungsmittel),
- Reaktionen während des Verbrennungsablaufes,
- Reaktionen bei Gastemperaturen von etwa 250 bis 300 °C in Anwesenheit von Katalysatoren.

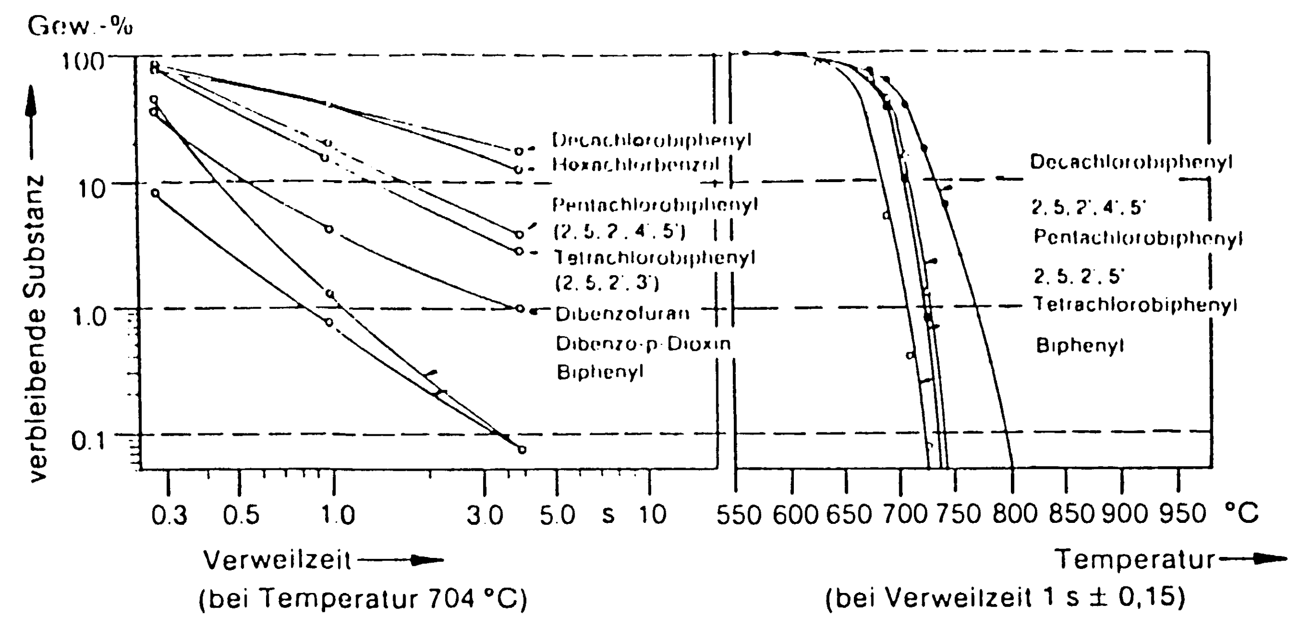
1384. Alle Bildungsmechanismen für organische Schadstoffe könnten grundsätzlich durch vollständige Abfallverbrennung, d. h. Zerstörung aller organischen Stoffe, unterdrückt werden. Dies ist aber in der Praxis nicht zu realisieren. Es gibt jedoch bei der Verbrennung eine Reihe von Faktoren, die die Bildung von organischen Verbindungen beeinflussen. Hierzu gehören Verbrennungstemperaturen, Sauerstoffgehalte der Rauchgase, Diffusionsprozesse und Verweilzeiten im gewählten Temperaturbereich (GRAHAM et al., 1984; HASENKOPF et al., 1987; TRW, 1982; VDEW, 1988). Als wesentliche Bildungsmechanismen kommen im Verbrennungsbereich Kondensations- und Substitutionsreaktionen, die Zyklisierung von Prädibenzodioxinen und -furanen sowie Dechlorierungs- und andere Radikalreaktionen in Frage. Die sehr unterschiedlichen Bildungsmechanismen laufen meist über nicht- bzw. einfachchlorierte Dibenzodioxine und -furane oder ausgehend von Vorläufern bzw. über deren Bildung ab. Zu den Vorläufern sind polychlorierte Biphenyle (PCB), Chlorphenole, Chlorphenolate, Chlorbenzole, chlorierte Phenoxysäuren sowie polychlorierte Diphenylether zu zählen, die ebenfalls während des Verbrennungsprozesses entstehen (SCHETTER, 1988; SCHETTER und LEITMEIR, 1987).

Nach neueren Untersuchungen (HAGENMAIER et al., 1987; HASENKOPF et al., 1987; VOGG et al., 1989) katalysieren Flugaschenbestandteile unterhalb von etwa 300 °C bei Sauerstoffüberschußbedingungen die Bildung von PCDD und PCDF (die sogenannte De Novo-Synthese). Dabei wird aus dem Chlorwasserstoff des Rauchgases unter katalytischer Einwirkung von Metallchloriden elementares Chlor gebildet, das mit den in der Flugasche gebundenen organischen Verbindungen reagiert. Diese Reaktionen laufen insbesondere dann ab, wenn das im Rauchgas vorhandene Schwefeldioxid nicht ausreicht, um das freie Halogen zu Chlorwasserstoff zu reduzieren.

Eine erhebliche Erhöhung der PCDD/F-Produktion wurde während der Kesselreinigung mit Dampf (Rußblasen) festgestellt. Pauschale Abschätzungen unter Berücksichtigung der täglichen Reinigungsdauer ergeben Erhöhungen der Fracht an TCDD-Äquivalenten von etwa 25 % (VOGG et al., 1989). Nach verschie-

Abbildung 5.4.8

Zusammenhang von Zerstörungsgrad, Verweilzeit und Temperatur bei einigen Chlororganika



Quelle: SCHETTER und LEITMEIR, 1987

denen Angaben werden PCDD und PCDF bei Temperaturen deutlich oberhalb von 600 °C bei Verweilzeiten von 1 s und mehr weitgehend zerstört (Abb. 5.4.8) (SCHETTER und LEITMEIR, 1987).

1385. Chlorierte Kohlenwasserstoffe werden im Rauchgas gemindert, wenn

- der Chlorgehalt insgesamt sehr gering ist,
- der Sauerstoffgehalt niedrig ist,
- der Gehalt an Schwermetallverbindungen, die eine Chlorbildung aus Chlorwasserstoff unterstützen, klein ist,
- das Verhältnis von Schwefel- zu Chlorverbindungen hoch ist,
- geringe Staubmengen anfallen,
- der Temperaturbereich von 300 bis 250 °C schnell durchlaufen wird,
- Staubablagerungen in diesem Temperaturbereich vermieden werden.

Ein wirkungsvoller Weg, den Sauerstoffgehalt ohne Beeinträchtigung des Ausbrandes zu verringern, besteht im Einsatz von Mischfeuerungen mit hohem Kohleanteil. Bei Mischfeuerungen sind darüber hinaus deutlich höhere SO_2-Gehalte aufgrund des Schwefelgehaltes der Kohle zu erwarten. Daher ergibt sich auch aus dieser Sicht ein Vorteil gegenüber der reinen Abfallverbrennung.

1386. Im Gegensatz zum Kenntnisstand über Bildung und Vorhandensein von PCDD und PCDF ist das Wissen über andere, möglicherweise in Spuren auftretende organische Schadstoffe bislang noch nicht ausreichend. Man weiß beispielsweise bislang noch zu wenig über Art und Menge möglicher bromorganischer Verbindungen. Diese sind dann in Rauchgasen zu erwarten, wenn mit feuerhemmenden Additiven getränkte Materialien (Textilien, Baustoffe) verbrannt werden. Es ist daher notwendig, Rauchgase noch sorgfältiger auf organische Verbindungen hin zu überprüfen, um deren Entstehungsmechanismen in Abhängigkeit von den verschiedenen Parametern besser zu verstehen. Ziel dieser Untersuchungen sollte es sein, auch ohne umfangreiche Messungen im Einzelfall zumindest qualitative Aussagen über das Schadstoffpotential machen zu können.

1387. Wenn auch in unterschiedlichen Konzentrationen, so finden sich doch in praktisch allen Abfallarten Schwermetalle wie Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei, Zink und Quecksilber. Batterien, Pigmentstoffe und oberflächenbehandelte Metallteile sind Ursachen hierfür. Bei der Verbrennung können Schwermetalle entweder elementar oder in Form von Verbindungen entsprechend ihrer Flüchtigkeit in die Gasphase freigesetzt werden. Mit Abkühlung der Rauchgase kondensieren sie praktisch alle mit Ausnahme von Quecksilber vor allem an der Oberfläche von Staubpartikeln.

1388. Die Rauchgasmenge bei Abfallverbrennungsanlagen wird durch die benötigte Verbrennungsluftmenge (Luftüberschußzahl bei stöchiometrischem Luftbedarf: $\lambda = 1$) bestimmt. Wegen des angestrebten möglichst weitgehenden Ausbrandes bei schwankender Abfallzusammensetzung muß die Verbrennung aber stets mit erheblichem Luftüberschuß betrieben werden. Dieser liegt bei einer Luftüberschußzahl von $\lambda = 1{,}25 - 1{,}50$. Nach unten wird er begrenzt durch die

CO-Zunahme im Rauchgas durch Sauerstoffmangel, nach oben durch Unterschreitung der notwendigen Reaktionstemperatur und der damit verbundenen CO-Zunahme (kalte Verbrennung). Verbindliche Angaben über allgemein gültige spezifische Abgasmengen lassen sich aus vorerwähnten Gründen nicht machen. Sie dürften aber zumeist zwischen 4 000 und 5 000 m^3 i. N. pro Tonne verbrannten Abfalls liegen.

1389. Nicht nur die Verbrennung, sondern auch Lagerung, Aufbereitung und Transport von Abfällen sind mit Staub-, Geruchs- und Lärmentwicklung verbunden. Durch geeignete Absauganlagen und lärmarme Maschinen lassen sich diese Emissionen auf ein erträgliches Maß beschränken.

5.4.6 Emissionsminderungsmaßnahmen

1390. Zur Emissionsminderung bei Abfallverbrennungsanlagen finden heute — einzeln oder kombiniert — folgende Methoden Verwendung:

- eine dem Verbrennungsprozeß vorgeschaltete Aufbereitung der Abfälle (gilt bisher weniger für Hausmüll)
- feuerungstechnische Maßnahmen (Primärmaßnahmen)
- Reinigungsverfahren (Sekundärmaßnahmen) für das Rauchgas (Rohgas, Abgas).

Größere Schwankungen in Zusammensetzung und Heizwert der Abfälle, durch die die Feuerführung und die Emissionen beeinflußt werden, kann man durch Mischen bzw. Homogenisieren der verschiedenen Abfallkomponenten einschränken. Voraussetzung dafür ist eine entsprechende Dimensionierung der Lagerbunker, kombiniert mit einer geeigneten Abfallaufbereitung.

Primärmaßnahmen

1391. Die Heterogenität der Abfälle und die Verschiedenartigkeit ihrer Verbrennungseigenschaften stellen hohe Anforderungen an das Verbrennungssystem vor allem dann, wenn der Schadstoffanteil im Rohgas klein sein soll. Wichtige Einflußgrößen auf eine optimale Verbrennung bei geringstmöglicher Schadstoffproduktion sind neben der Art des Verbrennungssystems

- Dimensionierung des Feuerraumes
- Feuerraumgeometrie
- Brennstoffdosierung
- Verteilung und Vorwärmung der Verbrennungsluft
- Sekundärluftzufuhr
- Regelung der Feuerung.

Durch feuerungstechnische Maßnahmen (Primärmaßnahmen) in Grenzen beeinflußbar sind die Emissionen von Kohlenmonoxid, von Stickstoffoxiden, organischen Verbindungen und von Staub; dagegen sind die (brennstoffabhängigen) Emissionen an Schwefeloxiden, Halogenverbindungen und Schwermetallen kaum beeinflußbar. Den prinzipiellen Einfluß von Primärmaßnahmen auf den Schadstoffanfall von Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffen und Stickstoffoxiden zeigt Tabelle 5.4.11.

1392. Vor allem zur Minderung organischer Schadstoffe favorisiert man heute folgende Primärmaßnahmen:

- höhere Feuerraumtemperaturen
- längere Verweilzeiten in der heißen Zone
- Optimierung des Ausbrandes
- verbesserte Sekundärluftführung
- Verhinderung von Falschluftzutritt.

Nachdem sich gezeigt hat, daß eine Bildung von PCDD/F auch durch als Katalysator wirkende Staubablagerung im Speisewasservorwärmer (Economizer) bei Gastemperaturen von ca. 250 bis 300 °C möglich ist, ist man daran interessiert, diese so klein wie möglich zu halten. Dies ist realisierbar durch häufige Reinigung des Economizers, z. B. mit Ultraschall, aber auch durch konstruktive Apparateanpassungen (VOGG et al., 1987).

1393. Mit Primärmaßnahmen allein sind die wachsenden Forderungen nach Schadstoffminimierung nicht erfüllbar. Sie können aber notwendige Sekundärmaßnahmen ergänzen und darüber hinaus die chemische Zusammensetzung der entstehenden Rückstände aus der Rauchgasreinigung positiv beeinflussen.

Sekundärmaßnahmen

1394. Zu den Sekundärmaßnahmen gehören alle Verfahren zur Abscheidung fester und gasförmiger Schadstoffe aus den Rauchgasen (Rohgasen) von Abfallverbrennungsanlagen.

Zur Feststoffabscheidung werden heute zumeist trokken arbeitende filternde und elektrostatische Abscheider eingesetzt. Dabei sind Elektrofilter am weitesten verbreitet. Prinzipiell kann man auch Naßabscheider verwenden, die bei entsprechender Auslegung und bei vergleichsweise hohem Energieaufwand ebenfalls befriedigend funktionieren. Die Effektivität moderner Staubabscheider ist heute so hoch, daß Werte unter 5 mg/m^3 erreicht werden können.

1395. Abscheider für gasförmige Schadstoffe werden — je nach Funktionsprinzip — den Staubabscheidern nach- oder vorgeschaltet, in seltenen Fällen auch mit diesen kombiniert. Zur Schadgasabscheidung sind grundsätzlich

- nasse, trockene und quasitrockene Neutralisationsverfahren zur Minderung vor allem von Halogenwasserstoffen und Schwefeloxiden und
- Katalysator- und Hochtemperaturverfahren zur NO_x-Minderung

einsetzbar.

Bei nassen Verfahren wird eine Waschlösung im Rauchgas dispergiert. Die Rückstände fallen in Form

Tabelle 5.4.11

Primärmaßnahmen bei der Abfallverbrennung und ihre Bedeutung für die Schadstoffverminderung

	Primärmaßnahmen	Wirkung: Feuerraumendtemperatur	Wirkung: Sauerstoffgehalt	Wirkung: Kohlenmonoxid Kohlenwasserstoffe	Wirkung: Stickoxide	Stickoxide: thermisches NO	Stickoxide: Brennstoff NO	Bemerkungen
Betriebseinstellungen	geringerer Luftüberschuß	↑	↓	↑	↑	↑	↓	Strähnenbildung und verminderter Schlackenausbrand
	erhöhte Luftvorwärmung	↑	=	↓	↑	↑	=	verbesserter Schlackenausbrand
	verminderter Mülldurchsatz (Lastminderung)	↓	=	=	↓	↓	=	schlechterer Wirkungsgrad
	erhöhter Sekundärluftanteil an der Verbrennungsluft	=	=	↓	↑	↑	=	max. etwa 35 % Sekundärluftanteil
Feuerraumgestaltung	geringe Gasgeschwindigkeit im Feuerraum	=	=	↓	↓	↓	=	geringere Heizflächenverschmutzung
	erhöhte Isolierwirkung der Flammenraumabstampf.	↑	=	↓	↑	↑	=	erhöhte Heizflächenverschmutzung
	optimale Sekundärluftanordnung und Unterwindverteilung	↑	=	↓	↓	↓	↓	Vermeidung von Temperaturstürzen

(↑ Beeinflussung, ↓ keine Beeinflussung)
Quelle: SCHETTER und LEITMEIR, 1987

von Suspensionen an. Beim quasitrockenen Verfahren verdampft das die Reaktionsmittel tragende Lösungsmittel Wasser im Rauchgasstrom. Die Reaktionsprodukte werden trocken abgeschieden. Beim trockenen Verfahren wird das Reaktionsmittel im trockenen Zustand dem Rauchgasstrom zugeführt. Die Reaktionsprodukte fallen trocken an.

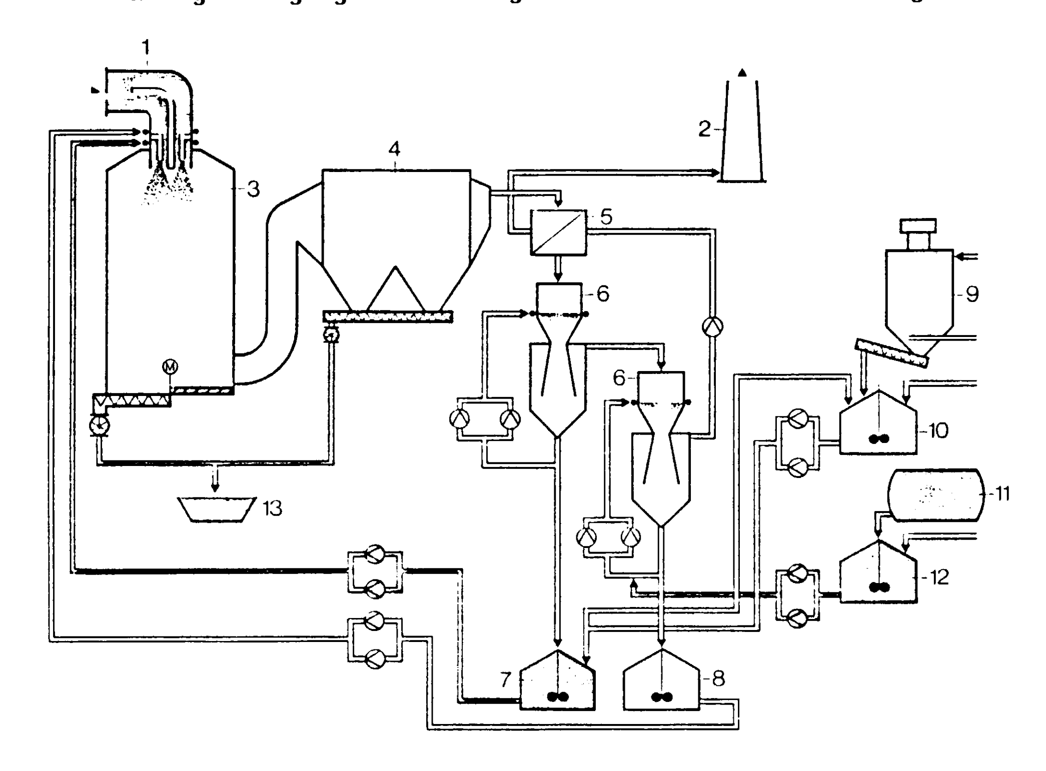
1396. Die hocheffektiven Naßverfahren können ein- und zweistufig ausgeführt werden, wobei stark basische Calcium- oder Natriumverbindungen als Reaktionsmittel eingesetzt werden. Bei der einstufigen Wäsche werden Halogenwasserstoffe und Schwefeloxide simultan in einem Abscheider aus den Rauchgasen ausgewaschen. Bei einer zweistufigen Wäsche werden in der ersten Stufe durch saures Wasser (pH-Wert <2) zunächst die Halogenverbindungen abgetrennt und in der zweiten Stufe die Schwefelverbindungen durch Lösungen von Calcium- oder Natriumverbindungen erfaßt. Abbildung 5.4.9 zeigt eine Anlage mit zweistufiger Wäsche. Dem Nachteil höherer apparativer Aufwendung gegenüber der einstufigen Wäsche steht als Vorteil gegenüber, daß entstehende Rückstände getrennt erfaßt und damit leichter aufbereitet bzw. deponiert werden können.

Bei Verwendung von alkalischen Lösungen (Natronlauge, Natriumcarbonat) werden säurebildende Schadstoffe in Form von Natriumsulfit, Natriumsulfat, Natriumfluorid und Natriumchlorid gebunden. Diese Stoffe haben nach entsprechender Aufbereitung eine gewisse Verwertungschance, sofern eine ausreichende Reinheit dieser Produkte erzielt werden kann. Prinzipiell möglich ist auch ihre Umwandlung zu Calciumverbindungen im Rahmen eines Doppelalkaliverfahrens. Saure Schadstoffanteile können auch direkt mit wäßriger $Ca(OH)_2$- oder $CaCO_3$-Lösung aus dem Rauchgas entfernt werden. Dabei liegen die erzielbaren Abscheidegrade nur geringfügig unter der einer alkalischen Wäsche.

Bei allen Waschverfahren werden neben gasförmigen Schadstoffen teilweise auch Staubpartikel (darunter Schwermetallanteile) aus den Rauchgasen entfernt,

Abbildung 5.4.9

Rauchgasreinigung mit zweistufiger Wäsche und Wiederaufheizung



1 Rohgas
2 Reingas
3 Sprühabsorber zur Abwassereindampfung
4 Entstauber
5 Glasrohrwärmetauscher
6 Venturiwäscher
7 Neutralisationsbehälter
8 Abschlammbehälter
9 Kalksilo
10 Kalkmilch-Ansetzbehälter
11 Natronlauge-Tank
12 Natronlauge-Ansetzbehälter
13 Trockenes Endprodukt

Quelle: Deutsche Babcock Anlagen AG, 1986

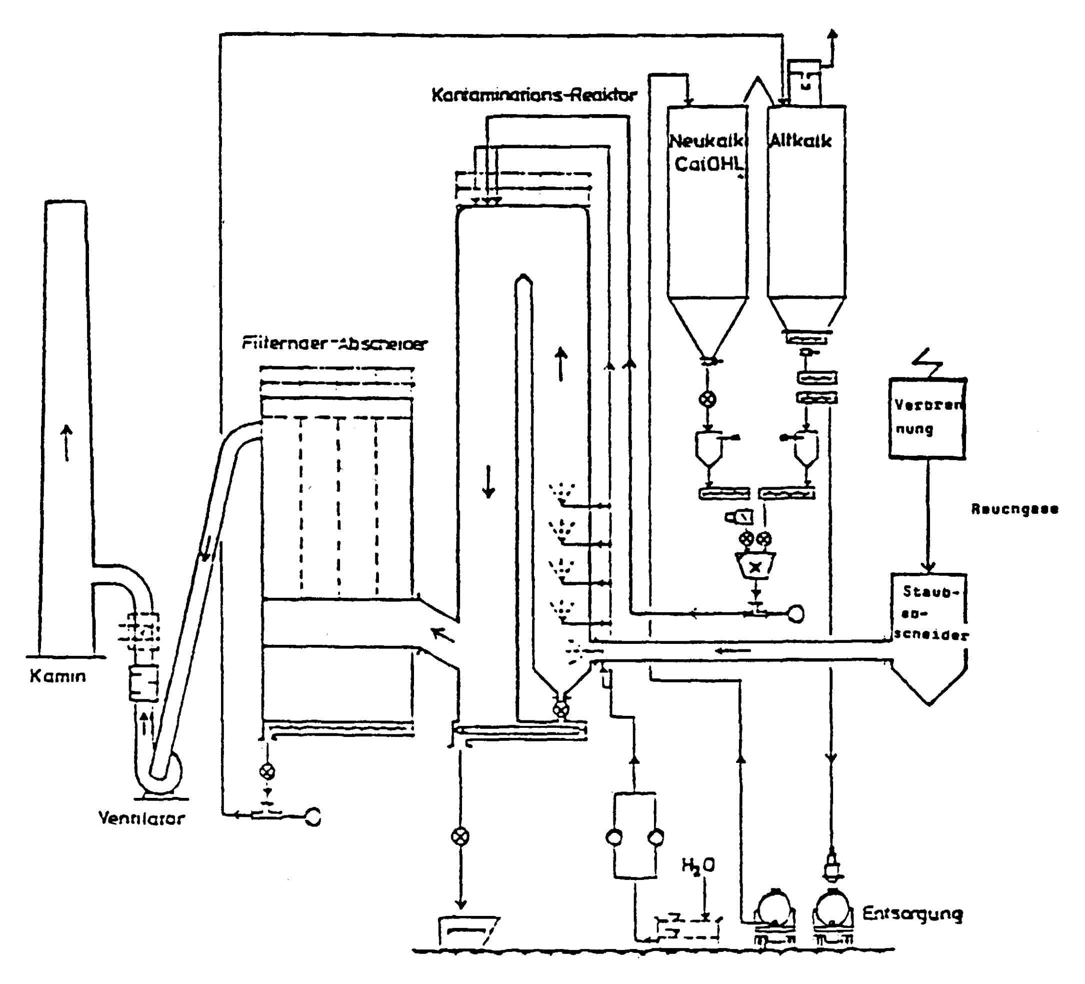
die hinter der Entstaubung in diesen verblieben sind. Ein Teil der Staubpartikel kann dabei in Lösung gehen. Sie fallen dann weitgehend im Schlamm des Abwassers und damit auch in den Rückstandsprodukten an und können deren Aufbereitung oder Deponierung erschweren.

1397. Bei der trockenen Schadstoffabscheidung (Abb. 5.4.10) wird das Rauchgas mit pulverförmigem Calciumhydroxid ($Ca(OH)_2$) beaufschlagt. Die säurebildenden Schadstoffe werden durch die Calciumverbindungen adsorbiert und dann teilweise chemisch umgesetzt. Wegen der schnell belegten Partikeloberflächen und einer langsam ablaufenden Reaktion innerhalb der festen Phase werden hohe stöchiometrische Überschüsse an Calciumverbindungen benötigt. Trotzdem bleibt vor allem die Abscheidung von Schwefeldioxid problematisch, wenn der Rauchgastaupunkt nicht bis in den Bereich der Gastemperatur angehoben wird, was dann aber einem quasitrockenen Verfahren sehr nahekommt. Der entstehende Rückstand enthält neben erheblichen Mengen an unreagiertem $Ca(OH)_2$, $CaSO_3$ (in geringen Mengen auch $CaSO_4$), $CaCl_2$ und CaF_2. Durch eine thermische Aufbereitung kann man $CaSO_3$ in $CaSO_4$ umwandeln und damit eventuell eine Deponierung der Produkte erleichtern (Herstellung von schwer auslaugbaren Pellets). Soweit der trockenen Gasreinigung nicht ein hocheffektives Staubfilter vorgeschaltet wird (Abb. 5.4.10), reichern sich im Rückstandsprodukt zusätzliche erhebliche Staubmengen zusammen mit Schwermetallanteilen an. Dadurch werden die Rückstandsmengen insgesamt vergrößert und ihre Aufbereitung bzw. Deponierung erschwert.

Eine spezielle Art der trockenen Schadstoffabscheidung erlaubt die zirkulierende Wirbelschichtverbrennung. Bei Zugabe von Calciumverbindungen zum Abfall lassen sich besonders die Massenschadstoffe Schwefeldioxid und Halogenverbindungen in den Rauchgasen stark vermindern und zwar aus folgenden wirbelschichtspezifischen Gründen:

Abbildung 5.4.10

Rauchgasreinigung nach dem Trockenverfahren



Quelle: WILDNER, 1986

— intensiver Stoffübergang vom gasförmigen Schadstoff zum Feststoffadditiv

— gleichmäßige Gas-Feststoff-Verteilung über die Reaktorhöhe und über den Reaktorquerschnitt

— lange Feststoffverweilzeiten, daher hohe Kalkausnutzungsgrade bei nur geringfügig überstöchiometrischen Werten.

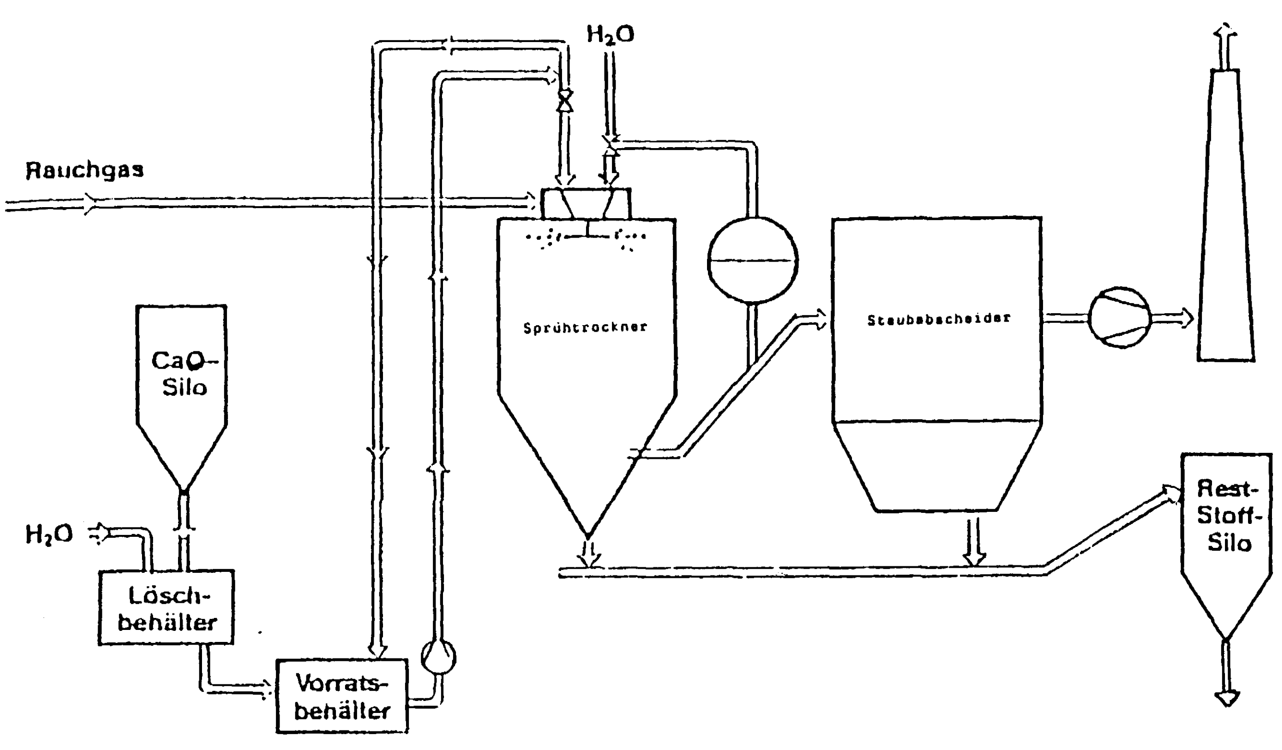
Man erzielt bei vorerwähnten anorganischen Schadstoffen Reingasgehalte, die die heute gestellten gesetzlichen Forderungen erfüllen. Unbefriedigend ist bei dieser Art der Gasreinigung besonders die Abscheidung von Schwermetallen, speziell von Quecksilber, und von organischen Verbindungen, soweit diese Reinigungsmethode nicht durch zusätzliche Verfahrenstechniken ergänzt wird. Der Kostenvorteil dieser Technik — Kombination von Verbrennung und Gasreinigung in der Wirbelschicht — entfällt damit weitgehend gegenüber den anderen Verfahren. Problematisch hinsichtlich einer weiteren notwendigen Behandlung sind außerdem bei der Gasreinigung in der Wirbelschicht die entstehenden großen Gemischmengen aus Reaktionsprodukten, Aschen und Stäuben.

1398. Die quasitrockene Abscheidung saurer Rauchgasbestandteile steht verfahrenstechnisch zwischen Naß- und Trockenverfahren. Wäßrige Calciumhydroxid- oder -carbonatsuspensionen werden in einem Sprühabsorber dispergiert, der mit ca. 150 bis 170 °C heißen Rauchgasen beaufschlagt wird. Schwefeloxide und Halogenwasserstoffe werden von der Suspension absorbiert und chemisch umgesetzt. Im Absorber verdampft der Wasseranteil der Suspension, und es fällt ein fester trockener Rückstand an, bestehend aus Calciumsulfit, -sulfat, -chlorid, -fluorid mit geringen Anteilen an unreagierten Calciumverbindungen. Abwasser entsteht nicht. Auch bei dieser Verfahrenstechnik ist die Abscheidung von Schwermetallen aus den Rauchgasen bei weitem nicht so wirksam wie bei der nassen Gasreinigung.

Je nachdem, ob dem Adsorber ein Staubfilter vor- und/oder nachgeschaltet ist, sind den Rückständen unterschiedliche Staubmengen beigemengt, was ähnliche Deponierungsprobleme wie bei der trockenen Schadstoffabscheidung zur Folge hat. Das Verfahrensschema einer quasitrockenen Rauchgasreinigung zeigt Abbildung 5.4.11.

Abbildung 5.4.11

Rauchgasreinigung nach dem quasitrockenen Verfahren



Quelle: GROMOTKA, 1987

Vergleich der Abscheideverfahren

1399. In Tabelle 5.4.12 ist der Versuch unternommen worden, die drei vorgestellten Schadstoffminderungsverfahren qualitativ miteinander zu vergleichen. Unbestreitbar ist das trockene Verfahren technisch am einfachsten. Die Verfahrenstechnik ist aber wenig effektiv und produziert — ebenso wie auch quasitrokkene Verfahren — aufgrund überstöchiometrischen Chemikalienverbrauches, größere Mengen mit Schwermetallen angereicherter, löslicher Rückstände, die entsprechend zu behandeln und abzulagern sind. Der Vorteil des Verfahrens, daß kein Abwasser produziert wird, wird in der Regel diesen Nachteil nicht aufheben (VDI, 1988). Das rein trokkene Verfahren stellt daher zukünftig keine geeig-

Tabelle 5.4.12

Vergleich von Abgasreinigungsverfahren mit Kalkverbindungen als Reaktionsmittel

Verfahren	naß	quasitrocken	trocken
Abscheideeffektivität für Schadgase ...	hoch	mittel—hoch	teilweise mäßig
Reaktionsmittelbedarf (stöchiom. Verhältnis) ...	ca. 1,0	1,2—1,5	4—8
Verfahrensführung ...	aufwendig	mittel	niedrig
Apparativer Aufwand ...	hoch	mittel (bei Verwendung nur eines Filters)	niedrig (bei Verwendung nur eines Filters)
Abwasser ...	fällt an	—	—
Rückstandsprodukte (wichtige) (Anfall als Gemisch)	$CaSO_4$ $CaCl_2$ CaF_2	$CaSO_4$ $CaCO_3$ CaF_2 $CaCl_2$ $Ca(OH)_2$ gering evtl. Staub	$CaSO_3$ $CaSO_4$ gering CaF_2 $CaCl_2$ $Ca(OH)_2$ viel evtl. Staub

Quelle: SRU

Tabelle 5.4.13

Vergleich von Abgasreinigungsverfahren

Gasreinigung		Wäsche mit Ca-Verbindungen (Abwasserbehandlung)	Wäsche mit Na-Verbindungen (abwasserlos)	Sprühabsorption
HCl	mg/m³	30 bis 35	10	40 bis 50
HF	mg/m³	1,5 bis 2	0,5	2
SO_2	mg/m³	50 bis 200	30	100 bis 250
Staubabscheider		E-Filter	Naßwäscher	Gewebefilter
Gesamtstaub	mg/m³	15 bis 20	20 bis 35	0,5 bis 4
Schwermetallabscheidung				
— partikelgebunden	%	99,6	99,5	99,8
— dampfförmig	%	85	50	30 bis 40
Abwasser	m³/t	0,5		
Deponiebedarf (feste Abgasreinigungsrückstände einschließlich Flugstaub)	kg/t	38	50	60 bis 70

Quelle: DAVIDS und LANGE, 1986

nete Maßnahme zur Minderung gasförmiger Schadstoffe bei der Abfallverbrennung mehr dar. Interessant ist es nur dann, wenn die Rauchgase konditioniert werden und man dadurch ihren Wassertaupunkt anhebt, wie dies bei der Anlage in Abbildung 5.4.10 vorgesehen ist. Das trockene Rauchgasreinigungsverfahren nähert sich dann in seiner Funktionsweise dem quasitrockenen an.

1400. Das aufwendigste Verfahren hinsichtlich Verfahrensführung und apparativen Aufwands ist die nasse Rauchgasreinigung, vor allem in zweistufiger Ausführung. Hierbei reichern sich im Abwasser der ersten Waschstufe Halogenverbindungen und lösliche Schwermetallverbindungen an. Dies macht eine Abwasserreinigung vor Eintritt des Abschlämmwassers in den Vorfluter notwendig, wenn die Suspension nicht in einem Sprühsystem getrocknet wird. Verwendet werden bei der Abwasserreinigung eine Neutralisation mit Kalkmilch oder Natronlauge, Fällung der Schwermetallverbindungen und Sedimentation der Feststoffe mit nachfolgender mechanischer Eindikkung und Eindampfung der Suspension mit Hilfe von Nutzwärme aus der Verbrennung. Es entsteht dabei ein Rückstand aus Neutralsalzen, darunter Schwermetallverbindungen. Sehr viel größere Rückstandsmengen fallen in der zweiten Waschstufe an, in der vor allem Schwefelverbindungen chemisorbiert werden. Verwendet man hierfür Calciumverbindungen, entsteht vor allem Gips ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$). Dem Nachteil des hohen verfahrenstechnischen Aufwandes steht bei der zweistufigen Rauchgaswäsche der Nutzeffekt gegenüber, daß in Wasser leichtlösliche bzw. weniger lösliche Stoffe getrennt erfaßt werden. Dieses Prinzip bringt Vorteile hinsichtlich Aufbereitung und Deponierung der Rückstände.

1401. Im Vergleich zu nassen Verfahren erreicht man bei quasitrockenen Methoden zumeist geringere Abscheidegrade. Die Effektivität der Schadstoffminderung kann aber den heutigen Anforderungen an die Emissionsbegrenzungen genügen. Vorteilhaft ist bei dieser Art der Schadstoffabscheidung, daß kein Abwasser entsteht. Nachteilig sind der höhere Chemikalienbedarf, die größere Rückstandsmenge und vor allem die sehr komplexe Zusammensetzung des Rückstandes (Tab. 5.4.13).

Tabelle 5.4.14

Leistungsfähigkeit einzelner Abgasreinigungsverfahren hinsichtlich der Quecksilberabscheidung

	Abgasreinigungssystem			
	Quasi-Trocken		Trocken	Naßverfahren
	EGR	FA	FA	NA
Abgas-Temperatur	200—250 °C	150—180 °C	150—180 °C	55—65 °C
Quecksilberabscheidung	bis 30 %	ca. 30—50 %	bis 50 %	ca. 50—90 %

EGR = Elektrogasreinigung
FA = Filtrationsabscheidung
NA = Naßabscheidung

Quelle: JOCKEL, 1984

1402. Hinsichtlich der Schwermetallabscheidung ist insbesondere die Abtrennung von Quecksilber problematisch. In Tabelle 5.4.14 sind die mit Hilfe verschiedener Verfahren erreichbaren Abscheidegrade für Quecksilber bei unterschiedlichen Gastemperaturen dargestellt. Die beste Abscheidung (50—90 % Abscheidegrad) wird bei Waschverfahren erzielt, bei denen die Gase verfahrensbedingt auf 55 bis 65 °C abgekühlt werden. Dies ist auch nicht anders zu erwarten, da auch die Effektivität der Quecksilberabscheidung temperaturabhängig ist, wobei sie mit abnehmender Gastemperatur verbessert wird. Allerdings reichen auch die bei Naßverfahren erreichten Abgastemperaturen zumeist nicht aus, um eine genügende Quecksilberabscheidung zu erzielen.

1403. Eine Technik, mit der neben anorganischen auch organische Verbindungen weitestgehend aus Rauchgasen entfernt werden können, ist die Adsorption dieser Stoffe an kohlenstoffhaltigen Adsorbentien (Aktivkohle, Aktivkoks). Bei Rauchgasen erprobte man die Technik vor allem zur SO_2-Abscheidung (einstufige Ausführung) und in zweistufiger Ausführung zur getrennten SO_2- und NO_x-Erfassung, letztgenannten Schadstoff durch Ammoniakzugabe. Die aus Adsorptions- und Desorptionsteil bestehende Verfahrenstechnik zeigte sich dabei als aufwendig und bislang nicht ganz unproblematisch, z. B. hinsichtlich der Adsorbentienverluste. Sie setzte sich daher im Kraftwerksbereich nicht durch. Eine erfolgreiche NO_x-Abscheidung setzt außerdem sehr niedrige SO_2-Gehalte im Rauchgas und große Adsorbentienmengen voraus. Es ist daher fraglich, ob sich bei der Abfallverbrennung die aufwendige Adsorptionstechnik vor allem auch zur NO_x-Minderung durchsetzt. Interessant ist sie aber auf jeden Fall als Nachfilter zur Erfassung von Restmengen an organischen Schadstoffen. Hierzu könnte man ein Aktivkoksfestbett einsetzen, wobei gebrauchte (gesättigte) Adsorbentien nicht regeneriert, sondern vor allem in Schmelzfeuerungen verbrannt werden.

1404. Feuerungstechnische Maßnahmen allein reichen in Zukunft für eine ausreichende NO_x-Minderung in den Rauchgasen nicht mehr aus. Feuerungen lassen sich zwar hinsichtlich der Bildung niedriger NO_x-Mengen sicherlich weiter optimieren, dies ist aber nicht sinnvoll, da dabei der Anteil an organischen Stoffen im Rauchgas erhöht wird. Man kann also auf Sekundärmaßnahmen zur NO_x-Abscheidung nicht verzichten. Hierfür kommen neben den bereits erwähnten Aktivkoksverfahren in Frage:

- die nichtkatalytische selektive Abscheidung durch homogene Gasphasenreaktion
- die katalytische Reduktion
- oxidierende oder reduzierende Verfahren.

Die homogene Gasphasenreaktion findet bei Einsatz von Ammoniak im Temperaturbereich um 900 °C statt. Durch Verwendung von organischen Stickstoffverbindungen mit Zusatzstoffen, z. B. mehrwertige Alkohole, läßt sich der Temperaturbereich bis auf ca. 600 °C herunter erweitern. Diese Verfahrenstechnik eignet sich bei Abfallverbrennungen zur ausreichenden NO_x-Minderung, soweit der Ammoniakschlupf klein bleibt. Dies ist realisierbar bei gleichmäßiger Verteilung des Reaktionsmittels über den Rauchgasquerschnitt bei einer in etwa gleichbleibenden horizontalen Temperaturverteilung und bei Verweilzeiten bis zu 0,3 Sekunden.

Katalytische Verfahren arbeiten im Temperaturbereich zwischen 300 und 400 °C mit Ammoniak als Reduktionsmittel. Sie haben in der Praxis eine größere Verbreitung als das Hochtemperaturverfahren. Bei der Abfallbeseitigung können aber Standzeitprobleme bedingt durch die vielfältig verschmutzten Rauchgase auftreten.

Oxidations-Absorptionsverfahren, beispielsweise mit Ozon als Oxidationsmittel, arbeiten zuverlässig, produzieren aber zusätzliche Abfallstoffe, z. B. Nitrite, Nitrate in der Waschflüssigkeit, die deren Aufbereitung wie auch die Problematik bei den Rückständen nicht vereinfacht. Trockene Verfahren, zumindest zur Teilabscheidung von Stickstoffoxiden, kennt man heute ebenfalls. Sie könnten im Rahmen der quasitrockenen Verfahren Verwendung finden, sind aber hinsichtlich Ausgangsstoffen, Rückständen, optimalen Reaktionsbedingungen und Kosten noch nicht so ausgereift, daß sie großtechnisch einsetzbar wären.

Entsprechend dem heutigen Wissensstand sind vor allem das Hochtemperatur- und das Katalysatorverfahren zur NO_x-Minderung in den Rauchgasen von Abfallverbrennungsanlagen geeignet. Inwieweit und in welchem Umfange andere Abscheideverfahren in Zukunft verwendbar sind, kann bei dem derzeitigen Stand der Entwicklung nicht mit Sicherheit beantwortet werden.

1405. Eine nach dem Stand der Technik als optimal zu bezeichnende Schadstoffminderung setzt sich insgesamt aus den Stufen optimierte Feuerung (Primärmaßnahmen), Staubabscheidung und Abscheidung von Stäuben und gasförmigen Schadstoffen zusammen. Geeignete Gasreinigungssysteme zur Abscheidung von Stäuben und gasförmigen Schadstoffen stehen zur Verfügung. Naßverfahren sind zur Gasabscheidung besonders geeignet.

5.4.7 Emissionen von Schadstoffen

1406. Die bei der Abfallverbrennung auftretenden Schadstoffe werden entweder direkt aus den Inhaltsstoffen des Abfalls oder nach chemischer Umwandlung freigesetzt bzw. bei der Verbrennung oder in der Abkühlphase der Rauchgase gebildet. Für zulässige Emissionen von festen und gasförmigen Schadstoffen aus Abfallverbrennungsanlagen gelten bislang die in der TA Luft 1986 festgelegten Werte (Tab. 5.4.15). Die Grenzwerte sind sowohl für die Verbrennung von Hausmüll als auch von Sonderabfall gültig. Die Forderungen der TA Luft sind technisch nur dann erfüllbar, wenn Abfallverbrennungsanlagen mit wirksamen Rauchgasreinigungssystemen ausgestattet sind, wie dies bei Neuanlagen und durch Nachrüstung auch bereits bei älteren Anlagen der Fall ist. Nur sehr kleine Abfallverbrennungsanlagen, die in Zukunft kaum noch betrieben werden dürften, sind demgegenüber bislang oft nur mit Staubabscheidern ausgerüstet, deren Effektivität, gemessen an den Grenzwerten der TA Luft, in vielen Fällen ungenügend ist.

Altanlagen, deren Emissionen die gültigen Grenzwerte der TA Luft um mehr als das Eineinhalbfache bzw. mehr als das Einfache überschreiten, müssen

Tabelle 5.4.15

Festgelegte Emissionsgrenzwerte (Tagesmittelwerte) für Abfallverbrennungsanlagen

Stoff	Emissionsgrenzwerte in mg/m³ i. N.		
	TA Luft '86	Richtlinie des Rates der EG 89/369/EWG	Entwurf 17. BImSchV vom 25. 4. 1990
Staub	30	30	10
CO	100	100	50
Organische Stoffe	20 **) (Klasse I)	20	10 (Gesamt-C)
SOx (als SO_2)	100	300	50
NOx (als NO_2)	500	keine Angaben	200
HCl	50 *)	50	10
HF	2,0 *)	2,0	1,0
Besondere staubförmige anorganische Stoffe			
Klasse I: Cd+Hg+Tl	0,2 **)	Cd + Hg 0,2	Cd+Tl 0,1 Hg 0,1
Klasse II: As+Co+Ni+Se+Te	1,0 **)	Ni + As 1,0	As+Co+Ni+Cr+Cu+Pb+Sn+Sb+Mn+V 1,0
Klasse III: Sb+Pb+Cr+CN+F+Cu+Mg+Pl+Pa+Rh+V+Sn	5,0 **)	Pb + Cr + Cu + Mn 5,0	
Besondere dampf- und gasförmige anorganische Stoffe			
Klasse I: H As, ClCN, $CoCl_2$, H_3P	je 1,0 **)		
Klasse II: HBr, Cl_2, HCN, HF, H_2S	je 5,0 **)		
Krebserzeugende Stoffe			
Klasse I	0,1 **)		
Klasse II	1,0 **)		
Klasse III	5,0 **)		
Dioxine, Dibenzofurane	keine Angaben	keine Angaben	Summe: 0,1 ng/m³

*) zusätzliche Festlegung eines Emissionsgrads

**) zusätzliche Festlegung eines Mindestmassenstroms

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

deren Anforderungen bis zum 1. März 1991 bzw. bis zum 1. März 1994 erfüllen.

1407. Während die Werte der TA Luft für alle Abfallverbrennungsanlagen aller Nenndurchsatzleistungen gelten, unterscheidet die Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 8. Juni 1989 über die „Verhütung der Luftverunreinigung durch neue Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll" die Emissionsgrenzwerte entsprechend der Nenndurchsatzleistung der Verbrennungsanlage. Die in Tabelle 5.4.15 angegebenen Werte gelten für die Nenndurchsatzleistung ab 3 t/h, für kleinere Durchsätze sind höhere Emissionsgrenzwerte festgelegt. Nicht nur bezüglich dieser Regelung, sondern auch bezüglich der Festlegung einer Reihe von Emissionsgrenzwerten bleibt die Richtlinie der EG, die ab 1. Dezember 1990 für alle Mitgliedstaaten gilt, hinter den Anforderungen der TA Luft zurück. So legt die Richtlinie für Schwefeldioxid einen dreifach höheren Emissionsgrenzwert als die TA Luft fest, für NO_x, wie auch für weitere Schadstoffe, sind in der Richtlinie überhaupt keine Grenzwerte vorgesehen. Die Forderung, so bald wie möglich gemeinschaftliche Grenzwerte für polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) festzulegen, wird zwar erhoben, jedoch nicht näher konkretisiert. Eine Altanlagenregelung ist in der Richtlinie der EG nicht vorgesehen.

1408. Eine nochmalige Verschärfung der Emissionsgrenzwerte für fast alle Schadstoffe sieht der Entwurf der 17. BImSchV vom 25. April 1990 vor. Besonders zu erwähnen ist dabei die Begrenzung der Summe der PCDD/F-Emissionen auf 0,1 ng TCDD-Äquivalente/m^3. Dieser Emissionsgrenzwert wird sich nur mit Einsatz sehr aufwendiger Emissionsminderungstechnik einhalten lassen. Für eine Reihe besonderer Stoffe, wie z. B. die krebserzeugenden Stoffe, erfolgte im Entwurf der 17. BImSchV keine so detaillierte Festlegung der Emissionsgrenzwerte wie in der TA Luft. Es ist jedoch davon auszugehen, daß die zur Einhaltung der in der 17. BImSchV wesentlich verschärften Grenzwerte für die Hauptschadstoffe notwendige Emissionsminderungstechnik auch die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte dieser Stoffe garantiert; hierbei ist besonders der Wert für Gesamt-Kohlenstoffemissionen zu nennen.

1409. Tabelle 5.4.16 zeigt Einzelmeßwerte der Emissionen für Hausmüll- und Sonderabfallverbrennungs-

Tabelle 5.4.16

Schadstoffgehalt im Reingas nach verschiedenen Abgasreinigungsverfahren bei Hausmüll- und Sonderabfallverbrennungsanlagen

Reingasgehalte bezogen auf 11% O_2 i. N. f. mg/m^3	Hausmüllverbrennungsanlagen				Sonderabfallverbrennungsanlagen		
	Neustadt Naßverfahren mit Sprühtrocknung	Bremerhaven Naßwäsche mit Abwasser-E-Filter	Kempten Trockenverfahren (Gewebefilter)	Essen-Karnap Naßverfahren, E-Filter	Ebenhausen trockene Heißreinigung	Schweinfurt halbtrocken, Sprühabsorber, Gewebefilter	Biebesheim Naßwäsche
Chlorverbindung (als HCl)	<2	2–6	70	4	<100	50	5–15
Fluorverbindungen (als HF)	<0,1	<1,0	0,02	>1	1,6	2	0,03–0,7
Schwefeloxide (als SO_2)	<30		126	55	350	200	6–115
Stickstoffoxide (als NO_2)				160	131		40–60
Kohlenmonoxid				43	70		6–15
org. Stoffe ...					2		3
Staub	15	1,5–5,9	4	4	0,9	20	9–30
Cadmium	0,026		0,00004				0,01–0,09
Blei	0,0358		0,00004				0,60–3,0
Chrom	0,016						0,05–0,12
Vanadium ...							
Zink							0,70–7,1
Quecksilber ..	0,067	0,002	0,2–0,6				0,006–0,05
Nickel	0,010						0,02–0,06
Kupfer	0,042						0,04–0,5

Legende: i.N.f. = im Normalzustand feucht

Quelle: SRU, nach LEMANN, 1987; MOSCH und PFEIFFER, 1986; SCHNEIDER, 1988

anlagen, die mit quasitrockenen oder nassen Gasreinigungssystemen ausgestattet sind. In Tabelle 5.4.17 sind darüber hinaus Anforderungen an das Reingas bzw. Garantiezusagen durch Ingenieurgesellschaften und Firmen bei neueren, in Planung, Bau oder Betrieb befindlichen Abfallverbrennungsanlagen aufgeführt.

Tabelle 5.4.17

Geforderte Reingaskonzentrationen bzw. Garantiezusagen bei neueren, in Planung, Bau und bereits in Betrieb befindlichen Abfallverbrennungsanlagen (Stand Ende 1986)

Geforderte Reingaswerte mg/m³ 11% O_2	Hausmüllverbrennungsanlagen										Sonderabfallverbrennungsanlagen			Klärschlammverbrennungsanlagen	
	Bielefeld	Berlin	Bonn	Frankfurt	Hamburg II	Ludwigshafen	Mannheim	Pinneberg	Stuttgart	Wuppertal	Schwabach	Schweinfurt	Schleswig-Holstein	Bonn	Stuttgart
HCl	10	< 50	10	20	50	10	10	10	10	50	50	50	30	50	10
HF	1	< 2	0,5	1	2	1	0,3	1	1	2	3	2	2	2	1
SO_2	70	<100	30	80	—	75	30	30	70	50	200	200	100	200	25
NO_x	<100	—	100/176			107	70	—	70	500	—	500	500	—	—
CO	—	—	100	0,1	—	50	<50	50/80	—	—	—	100	100	—	—
Staub	15	< 30	15	10	30	15	10	15	10	30	50	20	50	30	10
Klasse I	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	—	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1
Klasse II	1,0	1,0	0,6	0,2	1,0	1,0	0,2	0,5	1,0	1,0	0,5*)	1,0	1,0	1,0	0,5
Klasse III	5,0	5,0	1,0	0,2	5,0	—	0,7	2,5	5,0	5,0	1,0**)	5,0	5,0	5,0	5,0
halog. C_nH_m	—	—	—	—	—	—	—	15/18	—	—	—	—	—	—	—
System	abwasserlos naß	quasitrocken Gewebefilter	abwasserlos naß	quasitrocken Gewebefilter	abwasserlos naß	abwasserlos naß	abwasserlos naß	abwasserlos naß	abwasserlos naß	quasitrocken E-Filter	abwasserlos naß	quasitrocken Gewebefilter	noch nicht entschieden	Erweiterung E-Filter	abwasserlos naß

*) = Klasse I und II der TA Luft
**) = Klasse I und II und III der TA Luft
Legende: 11% O_2: Bezugsgröße
Quelle: REIMER, 1987, verändert

Tabelle 5.4.18

Reingaswerte, gemessen an einer Aktivkokspilotanlage hinter einer Hausmüllverbrennungsanlage

	TAL	ACCR
Gesamtstaub	50	<10mg/m³
Stickoxide	500	<70mg/m³
Schwefeldioxid (SO_2)	200	praktisch nicht meßbar
Fluorwasserstoff (HF)	2	praktisch nicht meßbar
Chlorwasserstoff (HCl)	50	praktisch nicht meßbar
Summe der Schwermetalle		
Klasse I Cd, Hg	0,2	<0,1 mg/m³
Klasse II Ni, Cr	1	<0,01 mg/m³
Klasse III Pb, Zn	5	<0,001 mg/m³
Organische Schadstoffe		nicht nachweisbar

Legende:
TAL: TA Luft
ACCR: activated carbon catalytic reduction
(Nachweisgrenze der organischen Schadstoffe nicht angegeben)
Quelle: CLEVE, 1988

Tabelle 5.4.19

Vergleich von polychlorierten PCDD/F-Meßwerten verschiedener Abfallverbrennungsanlagen

MVA	Inbetriebnahme	Feuerung/Kessel	Rauchgasreinigung	Probenahme	ΣPCDD[1]) [ng/Nm³]	ΣPCDF[1]) [ng/Nm³]
Stuttgart-Münster K28	1965	2-Bahn-Rückschubrost/ ein nicht gasdicht geschweißter Strahlungszug und zwei nachgeschaltete Konvektionshalbzüge	Horizontalelektrofilter	Rohgas	124,3[2])	333,8[2])
				Rohgas	97,9[2])	391,7[2])
Stockholm-Högdalen K3	1986	3-Bahn-Rückschubrost/ 3-Zug Kessel mit dichtgeschweißten Membranwänden (Strahlungsteil) und ein horizontal angeordneter Konvektionszug	abwasserlose Schadgasabsorption mit nachgeschaltetem Gewebefilter	Rohgas (Fall A)[3])	< 12,1	< 44,5
				Reingas (Fall A)[3])	< 5,25	< 10,35
				Rohgas (Fall B)[3])	< 42	26,2
				Rohgas (Fall C)[3])	19,94	54,2
				Reingas (Fall C)[3])	< 2,3	< 2,5
Würzburg K2	1984	2-Bahn-Rückschubrost/ dichtgeschweißter Flossenrohrkessel in 4-Zug-Bauweise, davon ein Strahlungszug und 3 Konvektionszüge	abwasserlose Schadgasabsorption mit nachgeschaltetem Gewebefilter	Reingas	49,81	67,54
				Reingas	12,91	17,10
				Reingas	12,48	10,90
Tulsa	1986	2-Bahn-Rückschubrost/ dichtgeschweißter 5-Zug-Kessel mit 2 Strahlungszügen, 2 Trommelbündel im 3. Zug und 2 Konvektionszüge	Elektrofilter	Reingas	18,21	16,05
				Reingas	17,98	14,24
				Reingas	20,63	16,26

Hinweise: [1]) bezüglich 12% CO_2-trocken
[2]) Angaben nicht auf 12% CO_2 bezogen
[3]) A: 100% Hausmüll
B: 100% Holzspäne
C: 50% Hausmüll und 50% Holzspäne

Quelle: SCHETTER, 1988

Tabelle 5.4.20

Einfluß von Ammoniak auf die PCDD-Bildung; Reaktionszeit 2 h bei 300 °C; Konzentrationen in ng/g Flugasche

	kein NH_3	300 mg NH_3/m^3
OCDD	480	93
HPCCD	1 830	230
HxCDD	2 144	311
PeCDD	1 473	220
TCCD	270	60
PCDD	6 197	914

Quelle: VOGG et al., 1987

Tabelle 5.4.19 und Tabelle 5.4.22 zeigen ergänzend dazu Reingasgehalte, die mit dem Aktivkoksverfahren an einer Pilotanlage in der Abfallverbrennungsanlage Hamburg-Stapelfeld gefunden wurden. Weniger interessant sind bei dieser Art der Gasreinigung die erreichten Reingasgehalte bei gasförmigen anorganischen Schadstoffen; diese können in der gleichen Größenordnung auch mit andersartigen, kostengünstigeren Verfahren erreicht werden. Bedeutsam sind aber die sehr niedrigen, zum Teil nicht mehr nachweisbaren Werte von Schwermetallen und die PCDD/F-Gehalte. Lassen sich diese Ergebnisse durch weitere Untersuchungen bestätigen und sollte sichergestellt werden, daß der Aktivkoks umweltverträglich beseitigt werden kann, so bietet sich dieses Verfahren zumindest als letzte Rauchgasreinigungsstufe zur zusätzlichen Minderung von Restmengen an Schwermetallen und organischen Verbindungen an.

1410. In vielen Fällen beschränken sich Messungen allein auf Staubgehalte und einzelne anorganische Massenschadstoffe wie SO_2, HCl und NO_x. Es fehlen oft Angaben über Emissionen einzelner Schwermetallverbindungen, von Spurenstoffen (z. B. Brom) und von organischen Verbindungen. Der Wissensstand über alle Stoffe — vor allem organische Verbindungen —, die möglicherweise emittiert werden können, ist noch nicht ausreichend. Grundsätzlich kann jedoch davon ausgegangen werden, daß organische Verbindungen bei richtiger Feuerführung und bei Temperaturen über 800 °C weitgehend zerstört werden. Inwieweit und unter welchen Bedingungen sich bei der Abkühlung der Rauchgase aus den Bestandteilen vorhandener organischer Stoffe neue Verbindungen bilden können, ist noch nicht endgültig geklärt. Ausgenommen davon sind die PCDD/F, für die umfangreiche Untersuchungsergebnisse von verschiedenen Abfallverbrennungsanlagen vorliegen. Es hat sich dabei gezeigt, daß der Anfall dieser Stoffe vor allem durch den Brennstoff, das Feuerungs- und Abwärmerückgewinnungssystem, die Zusammensetzung des Staubes, durch die Art des Staubabscheiders und seine Anordnung im Rauchgasstrom selbst beeinflußt wird.

1411. Einen Vergleich von PCDD/F-Meßwerten im Roh- und Reingas von verschiedenen Abfallverbrennungsanlagen zeigt Tabelle 5.4.19. Spitzenwerte der Emission der aufgeführten Anlagen liegen bei 50 ng/m³ für die Summe aller PCDD und bei 70 ng/m³ für die Summe aller PCDF. Hocheffektive Staubabscheider, besonders Gewebefilter, scheinen neben anderen Einflüssen (Temperatur, Verweilzeit usw.) vorteilhaft hinsichtlich kleiner Reingas-PCDD/F-Mengen zu sein. Auch durch die Anwesenheit von Ammoniak im Rauchgas kann die Bildung von polychlorierten Kohlenwasserstoffen wie PCDD verringert werden (Tab. 5.4.20) (VOGG et al., 1987). Untersuchungen an in Betrieb befindlichen Verbrennungsanlagen fehlen allerdings hierzu bislang.

Neuere Untersuchungen weisen darauf hin, daß in Elektrofiltern, die mit Temperaturen über 250 °C betrieben werden, die PCDD/F-Konzentrationen deutlich zunehmen. Dabei wird die PCDD-Bildung bevorzugt, wie die Änderung des PCDD- zu PCDF-Verhältnisses im Roh- und Reingas zeigt (VOGG et al., 1989). Auch der Zusatz bestimmter Stoffe, wie organische Stickstoffverbindungen (LENOIR et al., 1989) oder Wasserstoffperoxid, bietet interessante Ansätze zur PCDD/F-Minderung.

Umfangreiche Untersuchungen zur PCDD/F-Bildung wurden an der Abfallverbrennungsanlage in Bielefeld durchgeführt. Die Entstaubung der Rauchgase erfolgte bei dieser Anlage in einem zweistufigen Elektrofilter und die Abscheidung gasförmiger Schadstoffe in Bodenkolonnen. Tabelle 5.4.21 gibt PCDD-Mittelwerte im Reingas, Abwasser und Flugstaub (Elektrofilterasche) an. Danach werden die Stoffe besonders im Flugstaub und in geringerem Maße im Abwasser angereichert, während die Reingaskonzentrationen niedrig sind und nur bei einer Stoffgruppe 10 ng/m³ überschreiten.

Als besonders effektiv sowohl hinsichtlich geringer PCDD/F- als auch anderer organischer Emissionen zeigte sich die Rauchgasentstaubung bei Gastemperaturen von 600 °C und mehr. Vor allem durch das Fehlen von katalysierend wirkenden Stäuben im entsprechenden Temperaturbereich wird dabei die Bildung vor allem von PCDD/F weitestgehend vermindert.

Tabelle 5.4.21

PCCD/PCDF-Mittelwerte im Staub (Elektrofilterasche), Reingas und Wäscherwasser der Hausmüllverbrennungsanlage Bielefeld-Herford

	Mittelwerte von PCDD/F in		
	Staub und E-Filter-asche in ng/g	Reingas in ng/m³	Wäscher-wasser in ng/g
ΣT3CDD	(2,12)	(0,73)	(0,81)
2,3,7,8-TCDD	0,068	0,137	(0,083)
ΣT4CDD	1,65	2,08	(1,67)
1,2,3,7,8-PCDD	0,31	0,28	(0,45)
ΣP5CDD	(7,93)	(1,67)	(5,18)
1,2,3,4,7,8-HCDD	0,55	0,22	(0,71)
1,2,3,6,7,8-HCDD	1,41	0,48	(1,49)
1,2,3,7,8,9-HCDD	1,73	0,4	(2,07)
ΣH6CDD	(13,07)	(1,54)	(15,27)
ΣH7CDD	(46,06)	(1,07)	(33,6)
OCDD	90,1	4,28	91,02
2,3,7,8-TCDF	0,394	0,977	(0,52)
ΣT4CDF	9,18	24,4	14,4
1,2,3,7,8-PCDF	(1,59)	(2,06)	(3,37)
2,3,4,7,8-PCDF	1,06	1,2	(2,37)
ΣP5CDF	(22,92)	(11,43)	(37,17)
1,2,3,4,7,8-HCDF	(3,07)	(1,12)	(4,97)
1,2,3,6,7,8-HCDF	4,05	1,61	(6,32)
1,2,3,7,8,9-HCDF	(0,05)	(0,07)	(0,46)
2,3,4,6,7,8-HCDF	2,22	1,62	(6,01)
ΣH6CDF	(44,32)	(6,55)	(52,49)
ΣH7CDF	(47,29)	(2,65)	(51,03)
OCDF	13,63	(1,81)	24,72

PCDD : polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF : polychlorierte Dibenzofurane
TCDD(F) : Tetrachlordibenzodioxine(-furane)
HCDD(F) : Heptachlordibenzodioxine(-furane)
OCDD(F) : Octachlordibenzodioxine(-furane)

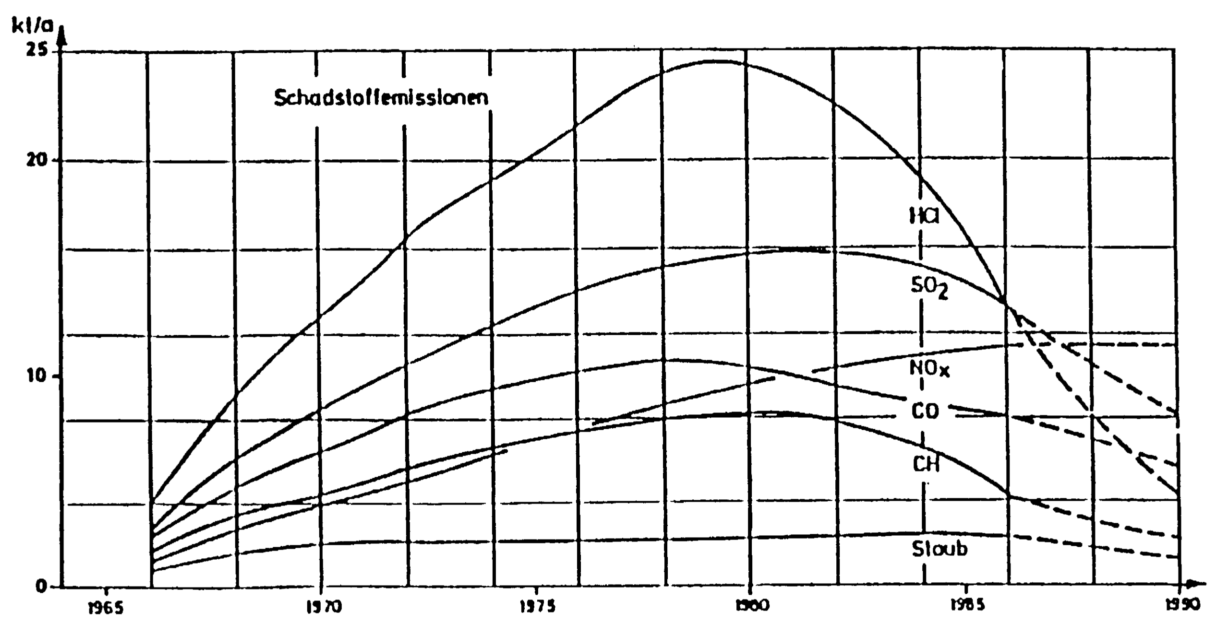
() bedeutet N <18 Meßwerte

Quelle: WARNCKE et al., 1986

1412. Trotz der Tatsache, daß das Datenmaterial über die Emissionen von mit geeigneten Schadstoffabscheidern ausgerüsteten Abfallverbrennungsanlagen noch nicht sehr umfangreich ist, kann man davon ausgehen, daß unabhängig von der Art des Abfalls die heute gültigen Grenzwerte der TA Luft — zum Teil weit — unterschritten werden können. Trotz wachsender Anlagenkapazität hat etwa seit 1980 die Gesamtemission an Schadstoffen aus Abfallverbrennungsanlagen mit Ausnahme von Stickstoffoxiden

Abbildung 5.4.12

Entwicklung der Schadstoffemissionen von Abfallverbrennungsanlagen



Quelle: UBA, 1989

Tabelle 5.4.22

PCDD/F-Konzentrationen im Abgas der Hausmüllverbrennungsanlage Hamburg-Stapelfeld vor (Rohgas) und nach (Reingas) Aktivkoksfilter

Probenbezeichnung	Rohgas ng/Nm³	Reingas ng/Nm³
Summe Cl_4 DD	5,0	n. n.
−2,3,7,8−Cl_4 DD	0,43	n. n.
Summe Cl_5 DD	5,4	n. n.
Summe Cl_6 DD	13,5	n. n.
Summe Cl_7 DD	16,8	0,011
Cl_8 DD	10,7	0,080
Summe PCDD	51,4	0,091
Summe CL_4 DF	60,2	n. n.
Summe CL_5 DF	62,2	n. n.
Summe CL_6 DF	71,7	n. n.
Summe CL_7 DF	20,2	0,007
CL_8 DF	2,1	n. n.
Summe PCDF	216,4	0,007
Probenahmevolumen	30 Nm³	60 Nm³

Die Nachweisgrenze betrug für die Einzelisomeren ca. 0,002 ng/Nm³

Quelle: CLEVE, 1988

laufend abgenommen (Abb. 5.4.12). 1990 erwartet man gegenüber 1980 folgende Schadstoffminderungen aus Abfallverbrennungsanlagen:

HCl	von ca. 25 kt/a auf 4 kt/a
SO_2	von ca. 16 kt/a auf 8 kt/a
CO	von ca. 10 kt/a auf 6 kt/a
CH	von ca. 8 kt/a auf 2 kt/a
Staub	von ca. 2 kt/a auf 1 kt/a.

Lediglich die Emission von Stickstoffoxiden wird gegenüber 1980 von 9 kt/a auf etwa 11,5 kt/a bei Einhaltung der Grenzwerte nach der TA Luft ansteigen.

Weitere Absenkungen der Emissionen und eine Trendumkehr bei Stickstoffoxidemissionen werden sich aus dem Vollzug des vorliegenden Entwurfs der 17. BImSchV ergeben (Abb. 5.4.12). Besonders hervorzuheben ist die vorgesehene Emissionsbegrenzung für PCDD/F auf 0,1 ng TCDD-Äquivalente/m³.

5.4.8 Rückstände und deren Behandlung

1413. Bei der Abfallverbrennung entstehen Schlacke, Filterstaub und Rückstände aus der Abscheidung gasförmiger Schadstoffe. Insgesamt fallen durchschnittlich 300 bis 400 kg trockene Rückstände pro Tonne Abfall an. Sie verteilen sich entsprechend den Angaben nach Tabelle 5.4.23 in Abhängigkeit vom gewählten Abscheideverfahren.

Tabelle 5.4.23

Anfall fester Rückstände aus der Abfallverbrennung

<table>
<tr><th colspan="3">Rückstände</th><th>Spez. Anfall (trocken) in kg/t Abfall</th></tr>
<tr><td colspan="3">Schlacke (Rostabwurf, Rostdurchfall, Kesselasche)</td><td>250—350</td></tr>
<tr><td rowspan="7">Rückstände aus der Abgasreinigung</td><td colspan="2">Filterstaub aus der Entstaubung</td><td>20— 40</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Reaktions-produkte aus</td><td>Naßsorption</td><td>8— 15</td></tr>
<tr><td>Quasitrockensorption</td><td>15— 35</td></tr>
<tr><td>Trockensorption</td><td>25— 45</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Reaktions-produkte + Staub aus</td><td>Naßsorption</td><td>30— 50</td></tr>
<tr><td>Quasitrockensorption</td><td>40— 65</td></tr>
<tr><td>Trockensorption</td><td>50— 80</td></tr>
</table>

Quelle: BARNISKE, 1987c

Tabelle 5.4.24

Schwermetall-, Chlorid-, Fluorid- und Sulfatgehalte von Schlacken und Stäuben aus Hausmüllverbrennungsanlagen

Schwermetall- und Anionen-konzentration, bezogen auf Trockenmaterial		Anlage A Schlacke	Anlage B Schlacke-Flugstaub
Schwermetalle			
Blei	mgPb/kgTM[1]	2 000	17 400
Zink	mgZn/kgTM	7 700	9 400
Nickel	mgNi/kgTM	230	110
Cadmium	mgCd/kgTM	5	30
Chrom	mgCr/kgTM	9 600	2 200
Kupfer	mgCu/kgTM	1 300	2 100
Quecksilber	mgHg/kgTM	1	10
Anionen			
Sulfate	% SO_3	0,8	1,0
Chloride	% Cl	0,4	0,6
Fluorid	% F	0,002	0,002

[1]) TM = Trockenmaterial

Quelle: FICHTEL, 1978

Die Schlackenmenge stieg seit 1970 von 1 500 auf etwa 2 500 kt/a (Abb. 5.4.1) und die Rückstände aus der Abgasreinigung insgesamt von ca. 70 auf 300 kt/a (Abb. 5.4.13). Nicht nur die Zunahme der verbrannten Abfallmenge sondern auch die Verschärfung der zulässigen Emissionswerte und die damit zusammenhängende Rauchgasreinigung haben zu dieser erheblichen Vergrößerung der Rückstandsmengen geführt.

Schlacke

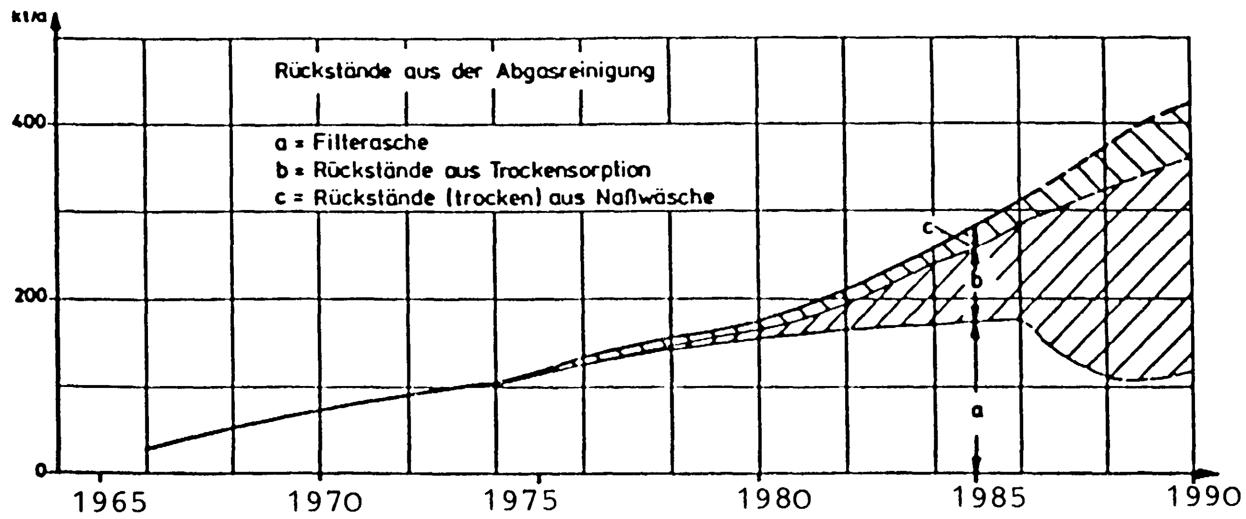
1414. Abfallschlacken sind extrem heterogen hinsichtlich Stückgröße und Form. In Abhängigkeit von den Einsatzstoffen ist die Zusammensetzung der Rohschlacke sehr unterschiedlich. In der Literatur werden folgende Werte angegeben:

Wasser	9 —34	Gew.-%
Brennbares	0,9— 6,6	Gew.-%
Mineralstoffe	60 —90	Gew.-%
Eisenschrott	2 —11	Gew.-%.

Tabelle 5.4.24 zeigt die in einem Einzelfall gemessenen Anteile von Schwermetall- und Anionenkonzentrationen in der Schlacke von Hausmüllverbrennungsanlagen. PCDD/F-Gehalte in Schlacken von Abfallverbrennungsanlagen sind niedrig; Meßergebnisse sind in Abschnitt 6.2.2.6.2 aufgeführt.

Abbildung 5.4.13

Entwicklung der Rückstandsmengen aus der Abgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen



Quelle: UBA, 1989

Die Auslaugung der Schlacke ist relativ gering; sie liegt nach Tabelle 5.4.24, Anlage A, bei 3,7 g/kg Trokkenmaterial. Enthält die Schlacke jedoch Flugstaub — bei Hausmüllverbrennungsanlagen oft bis zu 10 % —, steigt die Auslaugbarkeit des Rückstandes erheblich an (bei Anlage B in Tab. 5.4.24 auf 11,4 g/kg Trockenmaterial). Dies ist darauf zurückzuführen, daß Staub einen sehr viel höheren Anteil an wasserlöslichen Bestandteilen (in Einzelfällen bis 32 Gew.-%) enthält (FICHTEL, 1978). Untersuchungsergebnisse über das Eluat mechanisch aufbereiteter Abfallverbrennungsschlacke zeigt beispielhaft Tabelle 5.4.25.

Tabelle 5.4.25

Laboruntersuchungen zum Eluat von Abfallverbrennungsschlacke, Körnung 0—32 mm, eingebaut in einer Straßendammschüttung (Mai—August 1986 — ca. 100 000 t; Untersuchungen nach DIN 38414, Teil 4)

Parameter	von	bis
ph-Wert	9,41	10,10
PAK (Polyzyklische Aromaten)	n. n.	n. n.
Thallium	n. n.	n. n.
Ammonium	n. n.	0,06 mg/l
elektr. Leitfähigkeit	1 029 µS/cm	1 091 µS/cm
CSB	21,8 mg/l	25,2 mg/l
Nitrat	n. n.	0,05 mg/l
Nitrit	0,001 mg/l	0,01 mg/l
Phosphat	n. n.	n. n.
Fluorid (gesamt)	0,40 mg/l	0,47 mg/l
Chlorid	165 mg/l	171 mg/l
Cyanid (gesamt)	n. n.	0,008 mg/l
Sulfat	145 mg/l	174 mg/l
Arsen	0,002 mg/l	0,018 mg/l
Cadmium	0,0001 mg/l	0,0003 mg/l
Kupfer	0,05 mg/l	0,07 mg/l
Chrom	0,007 mg/l	0,015 mg/l
Eisen	0,02 mg/l	0,05 mg/l
Quecksilber	n. n.	0,00025 mg/l
Nickel	0,005 mg/l	0,01 mg/l
Blei	n. n.	0,001 mg/l
Zinn	0,006 mg/l	0,05 mg/l
Zink	n. n.	0,16 mg/l
Kohlenwasserstoffe	n. n.	n. n.
Phenole (gesamt)	n. n.	0,002 mg/l

Quelle: SCHOPPMEIER, 1988

1415. Aufgrund von relativ niedrigen auslaugbaren Stoffanteilen wird die Lagerung von Schlacke auf abgedichteten Deponien für unproblematisch gehalten und demzufolge auch oft durchgeführt. Im Rahmen des Verwertungsgebotes ist dies eine unbefriedigende Lösung. Es wird daher zunehmend versucht, neue Einsatzgebiete zumindest für eine mechanisch aufbereitete Schlacke zu finden. Die Aufbereitung umfaßt Entschrottung, Brechung und Siebung des Materials. Zusätzlich kann je nach Zusammensetzung und Verwertungsform ein Abtrennen bzw. Auswaschen löslicher Stoffe erforderlich sein. Die so aufbereitete Schlacke wird im Straßen- und Wegebau

- als Unterbau oder in der Tragschicht bei Straßen mit bituminösen Deckschichten,
- zur Befestigung ländlicher Wege und Nebenflächen,
- in der Tragschicht von Gehwegen, Parkstreifen und Plätzen,
- für Dammschüttungen,
- als Füllmaterial für Lärmschutzwälle,
- für Frostschutzschichten,
- zur Bodenbefestigung

eingesetzt.

Derzeit werden ca. 1 000 kt/a Schlacke vorwiegend im Tiefbau verwendet (FAULSTICH, 1989). Regelmäßige Qualitätskontrollen sind erforderlich, um festzustellen, ob das Material den nachstehend aufgeführten Qualitätsanforderungen entspricht.

Im Merkblatt „Verwertung von festen Verbrennungsrückständen aus Hausmüllverbrennungsanlagen" der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) vom Jahr 1983 werden folgende Anforderungen für die Verwendung im Straßenbau genannt (LAGA, 1983):

- Der Anteil an brennbaren Bestandteilen, gemessen als Glühverlust, darf 5 % des Trockengewichtes nicht übersteigen.
- Bei einmaliger Elution nach „DEV S 4" mit Wasser dürfen nicht mehr als 2 % des Trockengewichts in Lösung gehen.
- Der Wassergehalt der frisch abgelöschten Schlacke darf 15 % nicht überschreiten.

Zusätzlich ist im „Merkblatt über die Verwendung von industriellen Nebenprodukten im Straßenbau/ Teil: Müllverbrennungsasche" der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen von 1986 (FGSV, 1986) ein Metallanteil von maximal 5 Gew.-% festgelegt. Zur Bestimmung der Schlackequalität wird die Untersuchung des Eluats auf die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink verlangt, ohne daß für diese Stoffe ausdrücklich Richtwerte festgelegt wurden.

Von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (HLfU) ist 1988 ein „Merkblatt über die Verwertung von Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen" (HLfU, 1988) erstellt worden, das im Gegensatz zum FGSV-Merkblatt Richtwerte für die Salz- und Schwermetallkonzentrationen im Schlackeneluat angibt. Eine Verschärfung gegenüber dem Merkblatt der LAGA besteht auch in der Beschränkung des löslichen Anteils bei einmaliger Elution mit Wasser auf 1 % und in der Forderung nach einem maximalen Anteil an brennbaren Bestandteilen von 2 %, bezogen auf das Trockengewicht.

Schlacken, die diesen Forderungen genügen, sind noch nicht als gewässerneutral einzustufen und können deshalb nicht überall und unkontrolliert eingesetzt werden. In wasserwirtschaftlich empfindlichen Bereichen wie

— Trinkwasserschutz- oder -gewinnungsgebieten,

— Trinkwasservorbehaltsgebieten,

— Gebieten mit Trinkwasserversorgung aus Hausbrunnen,

— Gebieten mit anstehendem verkarstetem Karbonatgestein,

— Gebieten mit Grundwasserstand < 2 m unter Gelände,

— Feuchtbiotopen,

— Überschwemmungsgebieten

ist die Verwendung von Abfallverbrennungsschlacke auszuschließen und dieser Ausschluß durch entsprechende administrative Maßnahmen sicherzustellen. Zum Schutz gegen Auslaugung durch Niederschläge und Abschwemmung von Feinkorn ist die Schlacke auf jeden Fall mit einer Abdeckung zu versehen. Eine Verwendung für Deckschichten ist allein schon aufgrund des hohen Glasgehalts und der durch Abrieb möglichen Flugstaubbildung nicht zulässig. Beim Einsatz als Tragschicht unter Pflasterdecken und Plattenbelägen bzw. bei der Befestigung von ländlichen Wegen und Parkplätzen ist zu verhindern, daß die Niederschläge durch die Schlackeschicht abfließen können. Die Problematik der Schlackeverwertung zeigt sich nicht zuletzt darin, daß Müllverbrennungsschlacke als ungeeignet zum Verfüllen von Leitungsgräben angesehen wird, da dabei Korrosionen an Leitungen sowie Betonschäden befürchtet werden (FGSV, 1986).

1416. Die Verwertung von Schlacke aus Abfallverbrennungsanlagen, z. B. im Straßenbau, ist wegen der möglichen Auswaschungen von Salzen und Schwermetallen in der gegenwärtigen Form langfristig als nicht befriedigend anzusehen. Im Gegensatz zur Deponie kann das Sickerwasser hier nicht kontrolliert gesammelt und behandelt werden, sondern gelangt diffus in den Boden und gegebenenfalls in das Grundwasser. Die Verwertung von Schlacke aus Abfallverbrennungsanlagen in großem Umfang erfordert eine weitere Reduktion der eluierbaren Bestandteile durch entsprechende Vorbehandlung. Eine Absenkung eluierbarer Bestandteile läßt sich beispielsweise durch eine Abtrennung der Feinstfraktion (Korngröße < 1 mm) erreichen. Kesselasche, die überwiegend aus staubförmigen Partikeln besteht, sollte daher von der Schlacke getrennt werden. Eine längere Lagerung der Schlacke über mehrere Monate auf befestigten Plätzen mit der Möglichkeit der Sickerwassersammlung und -aufbereitung kann ebenfalls zu einer beträchtlichen Verminderung löslicher Verbindungen, insbesondere von Blei (GÖRTZ, 1987), führen. Durch höhere Verbrennungstemperaturen kann der Schwermetallanateil in der Asche insbesondere bei leichter flüchtigen Metallen wie beim Cadmium gesenkt werden, wobei aber der Rauchgasreinigung entsprechend mehr Beachtung geschenkt werden muß. Gleichzeitig können höhere Temperaturen zu einer verstärkten Verglasung der Schlacke und damit ebenfalls zu einer Abnahme der Eluierbarkeit führen; die straßenbautechnischen Eigenschaften der Schlacke werden dadurch allerdings verschlechtert.

Filterstaub

1417. Staub fällt bei Abfallverbrennungsanlagen in den Staubabscheidern entweder getrennt oder kombiniert mit den Rückständen aus der Rauchgasreinigung an. Man rechnet mit einer Menge von etwa 20 bis 40 kg/t Abfall (Tab. 5.4.23). In den Filterstäuben stark angereichert sind Schwermetalle (Tab. 5.4.26). Repräsentative Mengenangaben sind folgende (WAGNER, 1987):

Cadmium	269— 344 mg/kg
Blei	5 670— 8 290 mg/kg
Zink	15 300—26 000 mg/kg
Chrom	673— 3 600 mg/kg
Chlorid	29 110—78 800 mg/l in Eluat

Weiterhin sind auch organische Schadstoffe, wie z. B. PCDD/F, an Staub angelagert (Tab. 5.4.21). Nach anderen Angaben reichern sich die PCDD/F im Filterstaub bis zu Werten von einigen 100 µg/kg an (VDI, 1988).

Tabelle 5.4.26

Schwermetallgehalte im Filterstaub von Abfallverbrennungsanlagen

Hauptelemente >1 000 µg/g	Nebenelemente 100 . . . 1 000 µg/g	Spurenelemente <100 µg/g
Barium	Antimon	Beryllium
Blei	Arsen	Kobalt
(Chrom)	Cadmium	Quecksilber
Kupfer	(Chrom)	Selen
Mangan	Nickel	Silber
Zink	Vanadium	Thallium

Quelle: JOCKEL, 1984

1418. Wie bereits festgestellt, sind die im Staub enthaltenen Schwermetalle in erheblichem Maße wasserlöslich (Tab. 5.4.27). Wegen der Löslichkeit von Schwermetallen, so z. B. praktisch aller Cadmiumverbindungen in schwach saurem Milieu, aber auch bedingt durch die Anlagerung von PCDD/F an Staub, werden Filterstäube heute häufig als besonders gefährlicher Abfall angesehen (VDI, 1988). PCDD/F sind allerdings nur gering wasserlöslich und besitzen eine hohe Adsorptionsneigung. Ihre Auslaugung ist daher unwahrscheinlich, sofern die Stäube nicht mit Lösemitteln und organisch belasteten Sickerwässern in Berührung kommen. Eine Möglichkeit, PCDD/F aus den Stäuben zu entfernen, wird darin gesehen, diese bei etwa 600 °C thermisch nachzubehandeln, was beispielsweise durch ihre Rückführung in die Verbrennungsanlage geschehen kann (Tz. 1419). Nach der sogenannten Hagenmeier-Methode soll auch ein Niedertemperaturverfahren bei 300 °C und bei Sauerstoffmangel eine weitgehende Zerstörung von PCDD/F durch katalytische Dechlorierung bewirken (HASENKOPF et al., 1987).

Tabelle 5.4.27

Untersuchung von Filterstaub aus Abfallverbrennungsanlagen (Untersuchung im Eluat nach DIN 38414, Teil 1—4)

Parameter	Resultat	
pH-Wert	11,8	
Elektr. Leitfähigkeit	5 600	µS/cm
CSB	15	mg/l
Nitrat	0,1	mg/l
Chlorid	950	mg/l
Sulfat	560	mg/l
Arsen	0,1	mg/l
Cadmium	0,02	mg/l
Kupfer	0,07	mg/l
Chrom	0,06	mg/l
Eisen	0,2	mg/l
Quecksilber	0,6	mg/l
Nickel	0,05	mg/l
Blei	0,8	mg/l
Zink	0,4	mg/l
Natrium	158	mg/l
Kalium	241	mg/l
Calcium	740	mg/l
Magnesium	0,1	mg/l

Quelle: SCHOPPMEIER, 1988

Einer Empfehlung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall aus dem Jahre 1984 folgend werden die Filterstäube heute fast ausschließlich auf besonders abgedichteten Deponien abgelagert. Eine Immobilisierung der Stäube wird durch sogenannte Verfestigungsverfahren, z. B. durch Zement, angestrebt. Da dabei die Inhaltsstoffe erhalten bleiben und die Immobilisierung nicht vollständig ist, führen solche Maßnahmen lediglich zu einer verzögerten Schadstofffreisetzung. Ein weiterer Nachteil von Verfestigungsmaßnahmen ist in der Erhöhung des zu deponierenden Volumens zu sehen, die sich durch den Zuschlag des Verfestigungsmittels ergibt. Außerdem ist die Herstellung der Verfestigungsmittel mit der Aufwendung von Energie und mit Umweltbelastungen verbunden, weshalb die Verfestigung durch Zuschlagstoffe nicht als ideale Problemlösung angesehen werden kann. Dies gilt prinzipiell auch für folgende Immobilisierungsverfahren:

— Vermischung von Filterstaub mit Neutralisationsschlamm und daraus Gewinnung eines ausgehärteten Endproduktes (sogenanntes Bamberger Modell),

— Herstellung eines Produktes durch Vermischung von Filterstaub mit den Rückständen aus der Sprühtrocknung unter Beigabe von Zusatzstoffen, wie z. B. Zement.

1419. Bisherige Bemühungen hatten bislang eine möglichst unproblematische Deponierung von Filterstäuben zum Ziel. Zunehmend gehen Bestrebungen heute dahin, Schlacken und Filterstäube so zu behandeln, daß sie nicht nur immissionsneutral gelagert werden können, sondern daß man aus diesen Stoffen verwertbaren Produkte herstellt. Voraussetzung ist dabei vor allem die getrennte Erfassung der Filterstäube von anderen festen Rückständen.

Mit dem Ziel, Filterstäube so aufzubereiten, daß organische Schadstoffe zerstört werden und ein Großteil der sich so ergebenden Reststoffe verwertet werden kann, werden eine Reihe von Verfahren erprobt (FAULSTICH, 1989; HOFFMANN, 1990):

— das 3 R-Verfahren,

— das Plasma-Schmelz-Verfahren und

— das Glas-Schmelzverfahren.

Beim 3 R-Verfahren (MERZ und VOGG, 1988) werden den Filterstäuben in einem ersten Prozeßschritt das Schwermetall Quecksilber entzogen. Danach erfolgt die Abscheidung der löslich vorliegenden Schwermetalle — insbesondere Cadmium und Zink — durch saure Extraktion. Der von Schwermetallen weitgehend befreite Filterkuchen wird erneut dem Feuerraum zugeführt. Dabei werden nach vorliegenden ersten Ergebnissen kritische organische Stoffe, wie PCDD/F, zerstört. Filterstaub fällt damit bei diesem Verfahren als eigenständiger Rückstand gar nicht an.

Das Plasma-Schmelz-Verfahren (BERGER und KLEIN, 1989) beruht auf der bisher in der Eisenschrotteinschmelzung verwendeten Drehstromplasmatechnik. Bei dieser Methode werden die Stäube bei Temperaturen von über 2 000 °C aufgeschmolzen. Die bei diesem Verfahren entstehenden Schlacken eignen sich zum Straßenbau und als Betonzuschlagstoffe.

Beim Glasschmelzverfahren (ABB, 1989) werden die Stäube durch Widerstandsheizung auf etwa 1 300 °C aufgeheizt. Die bei diesen Temperaturen großteils dampfförmig vorliegenden Schwermetalle lassen sich vom Reststaub trennen und stehen als konzentriertes Kondensat zur Verfügung. Der nicht kondensierte Teil der Abgase wird in den Feuerraum zurückgeführt.

1420. Eine kostengünstige Einschmelzung von Filterstäuben kann beim Einsatz von Mischfeuerungen gegeben sein, wenn diese Anlagen im Schmelzkammerbetrieb arbeiten. Durch Rückführung der Stäube in die Schlackeschmelze treten grundsätzlich gleiche Bedingungen auf, wie sie sonst nur durch teure und energieintensive Zusatzfeuerungen oder elektrische Beheizung ermöglicht werden. Untersuchungen der Rückstände aus der kombinierten Klärschlamm-/Steinkohlenschmelzfeuerung ergaben, daß sowohl im Granulat als auch im Elektrofilterstaub und der Rauchgasentschwefelungssuspension die PCDD/F unter der Nachweisgrenze von 0,01 ng/g lagen (HANNES, 1989).

Rückstände bei der Abscheidung gasförmiger Schadstoffe

1421. Art und Menge der entstehenden Rückstände werden im wesentlichen durch die Verfahrensweise der Schadstoffabscheidung beeinflußt. Bei nassen

Verfahren mit vorgeschalteter Feststoffabscheidung rechnet man mit einem Anfall von 8—15 kg Trockenstoff pro t Abfall (Tab. 5.4.23).

In dem Rohabwasser sind neben Schwermetallen vor allem Chlorid- und Sulfationen gelöst, wenn es sich um eine einstufige Wäsche handelt (Tab. 5.4.28). Das anfallende Abwasser — ca. 0,5—1 m^3 pro t Abfall — muß gereinigt dem Vorfluter zugeleitet werden. Meistens reicht eine Aufbereitung durch Neutralisation und anschließender Fällung nicht aus, da dabei vor allem der hohe Chloridanteil nur unwesentlich gemindert wird. In vielen Fällen ist eine Eindampfung des Abwassers notwendig, wobei die entstehenden Rückstände wegen ihrer hohen Wasserlöslichkeit auf einer Sonderabfalldeponie gelagert werden müssen. Aus dem in geringen Mengen entstehenden Sedimentschlamm werden oft nur kleine Schadstoffmengen eluiert (Tab. 5.4.29), so daß seine Ablagerung zumeist weniger problematisch ist.

Tabelle 5.4.28

Inhaltsstoffe des Abwassers aus der Rauchgaswäsche unbehandelt, neutralisiert, chemisch gefällt nach 2stündiger Sedimentation

Bezeichnung der untersuchten Stoffe	Rohabwasser unbehandelt			Gereinigtes Rauchgaswaschwasser		
				ohne TMT 15	mit TMT 15-Fällung	
	Mittelwert mg/l	Schwankungsbereich mg/l	Mittelwert mg/l	Mittelwert mg/l	Schwankungsbereich mg/l	Mittelwert mg/l
Zeitraum	1978—1983	1983—1986		1978—1982	1982—1986	
spez. Abwasser m^3/Mg Müll	0,85	0,50		0,85	0,50	
pH	0,5	0,49—1,3	0,95	7,5	6,47—9,0	7,9
ungelöste Stoffe	—	13,2—480	64	—	23,4—127	58
Abdampfrückstand	—	1 500—14 900	4 480	(19 600)	12500—37550	20 110
Glühverlust	—	334—1 060	765	—	314—2 660	1 190
CSB (O_2)	—	26—913	172	—	26—180	145
DOC	—	3—19,3	8,7	—	3,2—7,1	5,1
Ammonium (NH_4-N)	—	4,8—38	27	12	0—56	19,5
Nitrit (NO_2-N)	—	0,001—0,047	0,01	0,06	0,006—0,27	0,06
Nitrat (NO_3-N)	—	2,2—250	63	—	4,6—190	66
Chlorid (Cl)	9 000	9 950—23 040	12 900	9 000	7 020—19 600	12 000
Sulfat (SO_4)	470	307—1 620	502	600	356—1 210	470
Fluorid (F)	45	30,5—127	52	12	9,3—22	13,9
Phosphor (P)	—	0,07—3,1	0,35	—	0,04—0,20	0,11
Jodverbrauch (J_2)	—	0,1—8,3	3,7	—	1,1—10,3	5,2
Cyanide (CN)	—	0,003—0,036	0,046	<0,1	0,003—0,25	0,06
Chrom ges. (Cr)	0,70	0,12—1,82	0,69	0,11	0,0—0,24	0,11
Kupfer (Cu)	0,64	0,56—3,81	1,28	0,08	0,01—1,38	0,31
Nickel (Ni)	4,20	0,70—6,5	3,7	1,25	0,13—1,1	0,53
Zink (Zn)	7,20	7,5—27	14,1	0,45	0,06—3,7	0,63
Cadmium (Cd)	0,32	0,25—0,75	0,46	0,05	0,01—0,16	0,054
Eisen (Fe)	4,65	2,2—4,9	3,7	0,37	<0,02—0,64	0,07
Blei (Pb)	5,20	0,32—15,6	6,8	0,44	< 0,1—0,21	0,12
Quecksilber (Hg)	3,96	3,3—11,0	6,6	2,47	0,007—0,14	0,045
Arsen (As)	—	0,014—0,028	0,019	<0,02	0,001—0,003	0,002
Selen (Se)	—	0,001—0,046	0,015	0,01	0,005—0,035	0,016
Phenole	—	0,12—0,56	0,25	—	0,10—0,24	0,20
PAK	—	<0,00005	<0,00005	—	<0,00005	<0,00005
POX	—	<0,01	<0,01	—	<0,001	<0,01
Fischtest (G_1)	—	—	—	40	2—6	3,6

* (TMT-15: Trimercapto-s-triazin in Form des Natriumsalzes)

Quelle: REIMANN, 1987

Tabelle 5.4.29

Eluatparameter des Sedimentschlammes des Müll-Heizkraftwerks Bamberg

Parameter	Dimension	Werte
pH-Wert		11,65
Abdampfrückstand	mg/l	2 250
Kationen		
Blei	mg/l	<0,5
Cadmium	mg/l	<0,04
Nickel	mg/l	<0,1
Zink	mg/l	<0,1
Kupfer	mg/l	<0,1
Chrom	mg/l	<0,1
Quecksilber	mg/l	0,001
Anionen		
Cyanid — leichtfreisetzbares	mg/l	n. n.[1]
Chromat	mg/l	n. n.
Sulfat	mg/l	n. n.
Nitrat	mg/l	0,3
Nitrit	mg/l	0,2
Fluorid	mg/l	2,5
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	mg/l	30
Fischtoxizitätstest (Goldorfen) gemäß DIN 38412 Teil 20		$G_F = 2$

Quelle: FICHTEL, 1983

Der bei der SO_2-Abscheidung entstehende Gips ist durch Schwermetalle verunreinigt und muß, soweit keine zusätzliche Behandlung erfolgt, deponiert werden.

Günstiger sind die Gegebenheiten hinsichtlich Abwasserzusammensetzung, Schlammentstehung und -verwertung dann, wenn eine zweistufige Wäsche durchgeführt wird. In der ersten Stufe reichern sich vor allem Chlorverbindungen und Schwermetalle im Abwasser an, wobei die notwendige Abwasseraufbereitung der einer einstufigen Wäsche entspricht. In der zweiten Stufe wird Gips produziert, der, weitgehend frei von Verunreinigungen, weiterverwendet werden kann.

1422. Bei der trockenen und quasitrockenen Abgasreinigung fallen als Rückstände an:

- Staub (je nach Schaltung der Staubabscheider in kleinen oder größeren Mengen)
- Neutralsalze, wie Calciumchlorid, -fluorid, -sulfat, -sulfit
- nichtumgesetztes Reaktionsmittel, wie z. B. Calciumhydroxid, -carbonat.

Diese Rückstände — entsprechende Mengenangaben enthält Tabelle 5.4.23 — müssen aufbereitet und verwertet oder beseitigt werden. Kenndaten von Rückständen aus trockenen Verfahren gibt Tabelle 5.4.30. Aufgrund der Tatsache, daß in diesen leichtlösliche Schwermetalle wie auch Chloride und Calciumhydroxid vorhanden sind, können sie nicht unaufbereitet abgelagert werden. Die gegenüber Naßverfahren sehr viel größeren Rückstandsmengen von trockenen Verfahren werden bisher oft zusammen mit der Schlacke abgelagert. Diese Vorgehensweise ist für die Zukunft aus Gründen der langfristigen Risikominderung abzulehnen, und zwar auch dann, wenn man annimmt, daß die Auslaugcharakteristik und die Kenndaten des Sickerwassers hinsichtlich des pH-Wertes so beeinflußt werden, daß eine Auslaugung der Schwermetalle nicht mehr oder nur in sehr geringem Umfange möglich ist.

Tabelle 5.4.30

Kenndaten von Rückständen trockener Abgasreinigungsverfahren

Parameter		Pilotanlage Ebenhausen Hölter-Verfahren	MKW Schwandorf Saarberg-Hölterlurgi
Wassergehalt	%	1	24
Hauptbestandteile[1]			
— $CaCl_2$	%	28	26
— $CaSO_4$	%	3	9
— $CA(OH)_2$	%	56	36
— $CaCO_3$	%	11	10
— Unlösliches: (Flugstaub)	%	0,5	14[1]
Schwermetalle[1]			
— Nickel	ppm	<10	65
— Kupfer	ppm	80	440
— Zink	ppm	295	11 280
— Cadmium	ppm	<20	475
— Quecksilber	ppm	10	55
— Blei	ppm	460	3 370
— Chrom	ppm	60	340
— Kobalt	ppm	<10	<10
— Eisen	ppm	1 130	10 615

[1] Die Werte beziehen sich auf Trockensubstanz

Quelle: FICHTEL, 1983

5.4.9 Bilanzierung wichtiger Schadstoffe

1423. In den Abbildungen 5.4.14 und 5.4.15 ist der Verbleib wichtiger Schadstoffe bei der Abfallverbrennung am Beispiel des Hausmülls bilanziert. Dabei geht man von einer mittleren Hausmüllzusammensetzung und von folgenden spezifischen Rückstandsmengen aus (Werte aus Tab. 5.4.23):

Schlacke aus Verbrennung 300 kg/t

Mengen verursacht durch die Gasreinigung:

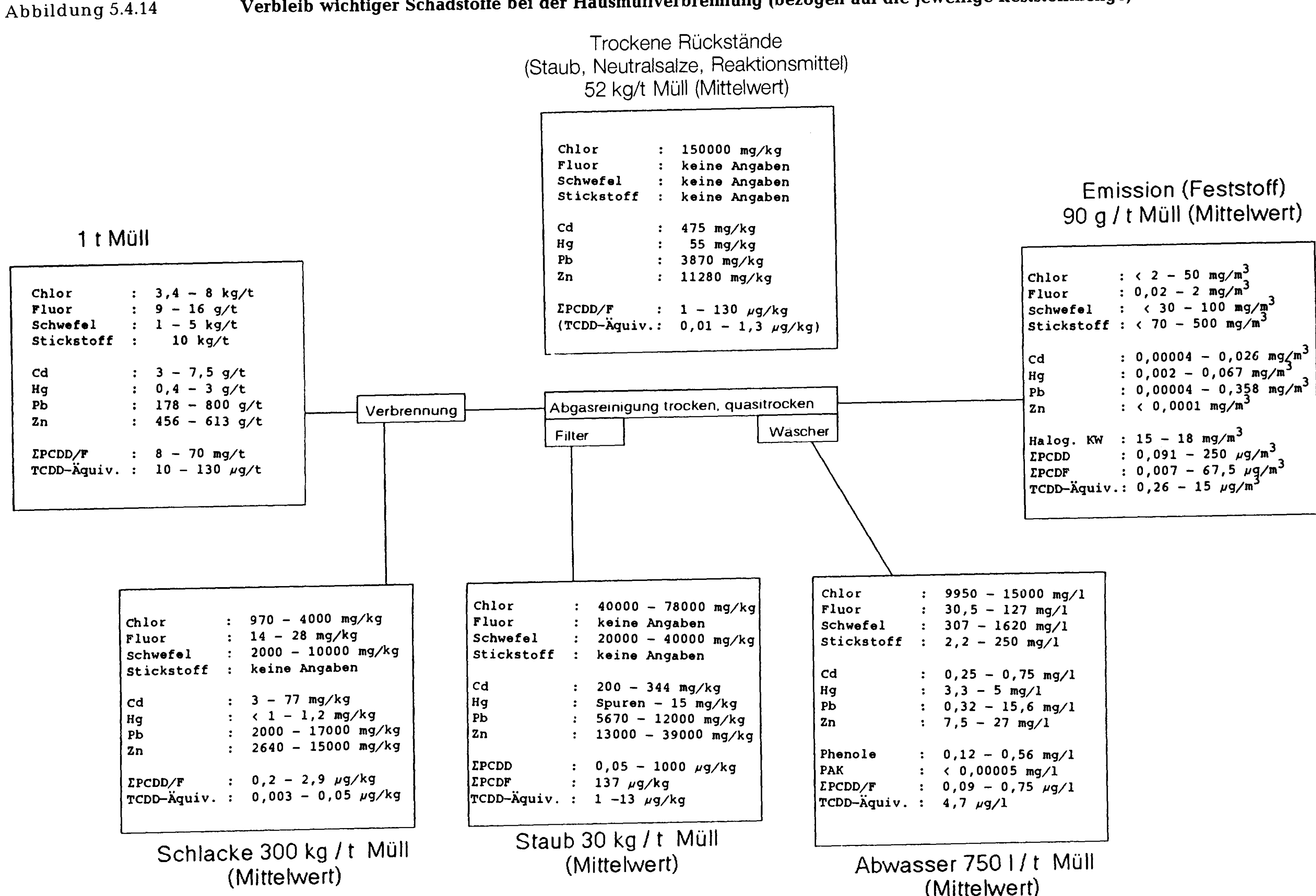
a. Naßabscheidung
   Staub aus Filter 30 kg/t
   Abwasser aus Wäscher 750 l/t
   dabei Reaktionsprodukte 12 kg/t

b. Quasitrockenes Verfahren
   Staub, Reaktionsmittel 52 kg/t

Emissionen (Feststoffe) in die Atmosphäre 90 g/t

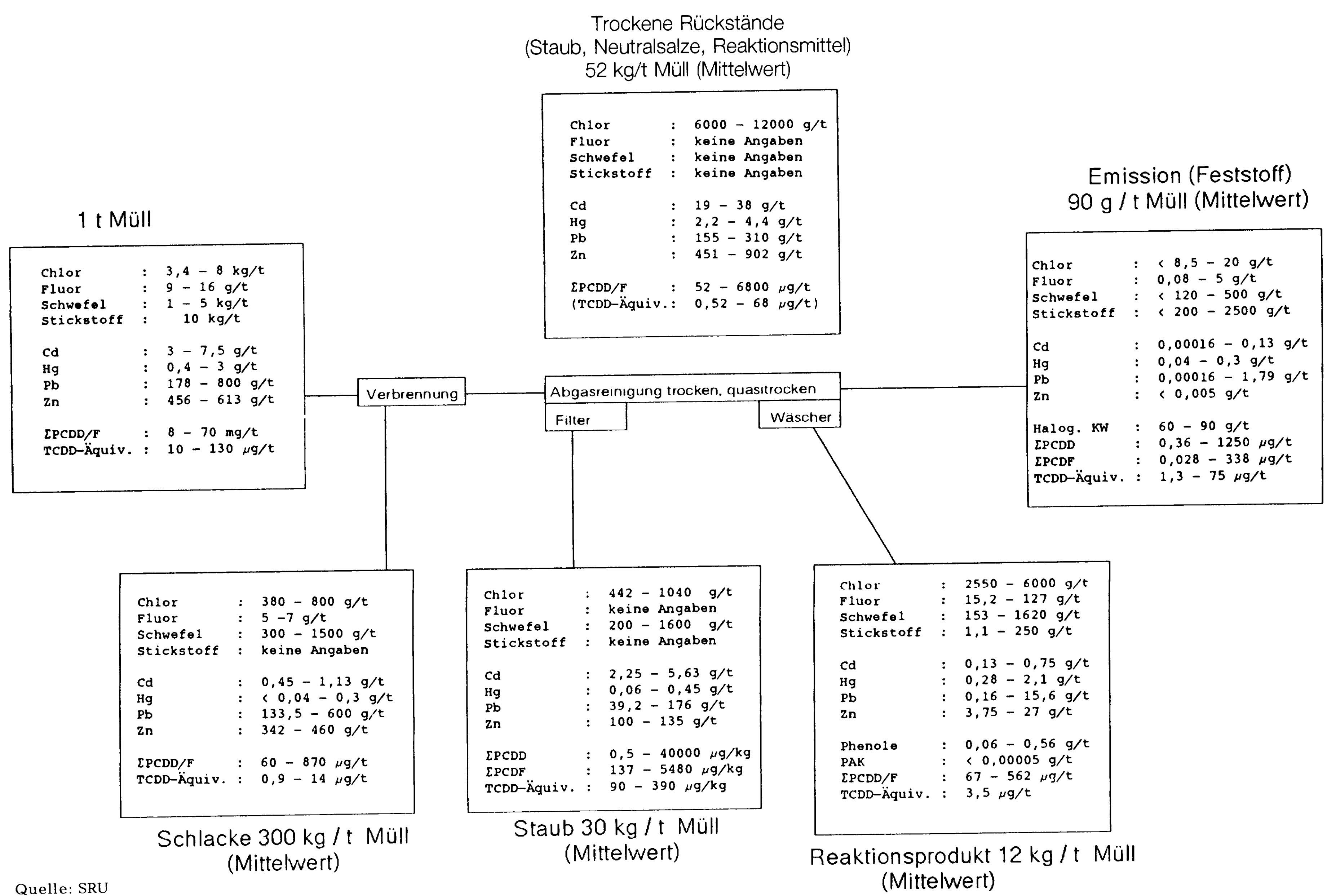
In Abbildung 5.4.14 sind die einzelnen Schadstoffanteile jeweils auf t bzw. kg Abfall, Schlacke, Staub, trockener Rückstand, oder Liter Abwasser bezogen, während sie in Abbildung 5.4.15 einheitlich von der t Abfall ausgehen.

Abbildung 5.4.14 **Verbleib wichtiger Schadstoffe bei der Hausmüllverbrennung (bezogen auf die jeweilige Reststoffmenge)**



Quelle: SRU

Abbildung 5.4.15 **Verbleib wichtiger Schadstoffe bei der Hausmüllverbrennung (bezogen auf die Tonne Abfall)**



Quelle: SRU

1424. Die bei der Abfallverbrennung auftretenden Schadstoffe werden entweder direkt aus den Inhaltsstoffen des Abfalls oder nach chemischer Umsetzung freigesetzt bzw. bei der Verbrennung oder in der Abkühlungsphase der Rauchgase gebildet. Hinzuweisen ist bei letzteren z. B. auf die Schadstoffe PCDD und PCDF (Tz. 1384). Über den Verbleib dieser Stoffe liegen bei den heute großtechnisch eingesetzten Abscheidesystemen viele Daten vor. Danach werden im Reingas unter 50 ng/m^3 für die Summe aller PCDD mit 4—8 Chloratomen und für das besonders toxische 2,3,7,8-TCDD weniger als 0,5 ng/m^3 emittiert. PCDD und PCDF reichern sich offensichtlich vor allem in den Filterstäuben mit bis zu einigen 100 µg/kg an (VDI, 1988). In den Müllverbrennungsschlacken lassen sie sich dagegen kaum nachweisen.

Für andere organische Stoffe, die bei der Abfallverbrennung anfallen können, stehen nur Einzelmessungen zur Verfügung. Grundsätzlich kann jedoch davon ausgegangen werden, daß organische Verbindungen aus dem Abfall bei richtiger Feuerungsführung sowie bei Temperaturen über 800 °C weitgehend zerstört werden. Inwieweit und unter welchen Bedingungen sich bei Abkühlung der Rauchgase aus darin vorhandenen Stoffen neue organische Schadstoffe bilden können, scheint noch nicht umfassend geklärt zu sein.

1425. Bei Bilanzierung der Chlorfracht zeigt sich, daß der Großteil der Chlorverbindungen (bis zu 75 %) in den Rückständen aus der Abgasreinigung angereichert wird. Daneben wird Chlor zu etwa 13 % im Staub (bis zu 1040 g/t Abfall) und zu etwa 10 % (bis zu 800 g/t Abfall) in der Schlacke gefunden. Mit dem Reingas entweichen im Mittel ca. 0,25 % der durch den Abfall eingebrachten Chlorfracht in die Atmosphäre.

Schwermetalle wie Blei und Zink werden in hohem Maße (zu etwa 75 %) in die Schlacke eingebunden. Ein weiterer im Abgasstrom vorliegender Anteil dieser Stoffe wird zusammen mit Cadmium (bis zu ca. 75 %) und anderen Schwermetallverbindungen weitestgehend im Staubabscheider niedergeschlagen, reichert sich also im abgeschiedenen Staub an. In die Atmosphäre werden — abhängig von der Effektivität der Gasreinigung — nur sehr geringe Mengen emittiert. Eine Ausnahme bildet Quecksilber, das abhängig von der Abgastemperatur in der Gasreinigung teilweise gasförmig vorliegt. Bei der nassen Gasreinigung wird dieses Schwermetall zu etwa 70 % im Abwasser angereichert (Abb. 5.4.14). Emittiert wird Quecksilber etwa zu 10 % mit Werten um 0,05 mg/m^3 Reingas (VDI, 1988).

5.4.10 Kosten der Abfallverbrennung

1426. Verfahren zur Abfallverbrennung sind weniger hinsichtlich der eigentlichen Verbrennungsanlage aufwendig, sondern vor allem wegen der notwendigen Vorbereitung (Lagerung, Aufbereitung usw.), umfänglichen Abgasreinigung und Rückstandsentsorgung. Die erhöhten Anforderungen hinsichtlich der Abgasreinigung und Rückstandsprodukte nach dem Entwurf der 17. BImSchV vom 25. April 1990 bedingen, insbesondere was die Nachrüstung von Altanlagen betrifft, Mehrkosten, über deren Umfang sich derzeit noch keine konkreten Aussagen machen lassen. Bei Neuanlagen wird aufgrund der höheren Anforderungen mit Investitionsmehrkosten zwischen 5 und 10 % gerechnet werden müssen. Dies entspräche bei Gesamtinvestitionskosten von ca. 8 Mrd. DM für den Bau von Neuanlagen innerhalb der nächsten 10 Jahre einem Mehrkostenaufwand von 400 bis 800 Mio. DM. Die zusätzlichen Betriebskosten lassen sich derzeit noch nicht beziffern.

Die spezifischen Anlagekosten werden durch die Verbrennungsleistung beeinflußt (Tab. 5.4.31). Je größer die Jahresleistung wird, um so niedriger sind einerseits die spezifischen Investitionen, um so mehr steigen aber andererseits die Abfalltransportkosten (wachsender Einzugsbereich). Diese beiden gegenläufigen Tendenzen sind im Einzelfall zu optimieren.

1427. Abfallverbrennungsanlagen arbeiten derzeit nicht kostendeckend. Dies gilt auch für moderne Müll-Heizkraftwerke, die Strom und Fernwärme lie-

Tabelle 5.4.31

Investitions- und Behandlungskosten bei Abfallverbrennungsanlagen (Schätzungen anhand von Planungsdaten)

Installierte Verbrennungs-leistungen t/h	Jahres-durchsatz 1 000 t/a	spez. Investitionen in Mio. DM/t/h			spez. Behandlungskosten in DM/t *)	
		Bauteil und Sonstiges	Maschinen- und Elektroteil	Gesamt-Investitionen	brutto	netto
15	100	3,0—3,5	7,0—8,5	10—12	250—300	200—280
30	200	2,5—3,0	5,5—7,0	8—10	200—250	150—230
60	400	2,0—2,5	4,0—5,5	6— 8	150—200	100—180

*) ohne besondere Nachbehandlung der festen Rückstände

Quelle: UBA, 1990

Tabelle 5.4.32

Kosten und Erlöse bei der Abfallverbrennung 1985

Anlage	A	B	C	D	E
Verbrannte Müllmenge 1 000 t/a	250	230	250	110	220
			DM/t Müll		
Gesamtkosten	96,75	132,50	96,41	79,86	78,67
Erlöse	26,05	48,50	39,79	34,59	43,18
Restkosten der Verbrennung	70,70	84,00	56,62	45,27	35,49

A u. B Müllheizkraftwerk jüngerer Generation (Strom, Fernwärme)
C, D u. E MHK erster Generation, an fossil gesteuertes HKW angegliedert (Dampf an HKW)
A, B u. D Rauchgasreinigungseinrichtungen
C u. E z. Z. Elektrofilter, Umrüstung

Quelle: SCHLEUTER, 1987

fern (Tab. 5.4.32). Der Gewinn aus der Energieproduktion mindert die Gesamtkosten pro Tonne Abfall bei der Verbrennung um ca. 20 bis 40 %, abhängig von der Art des Energieproduktes (Strom, Dampf, Fernwärme) und von sonstigen Gegebenheiten. Dabei schwanken die Erlöse erheblich, und zwar bei

Dampf	von 12	bis 24	DM/t,
Strom	von 0,08	bis 0,12	DM/kWh,
Fernwärme	von 7	bis 44	DM/MWh.

Bis vor wenigen Jahren wurde die aus der Verbrennung von Abfall gewonnene Energie angesichts der vergleichsweise niedrigen Kosten für Primärenergie sowie der Marktstellung der Energieversorgungsunternehmen häufig gering eingeschätzt. Mit einer besseren Abstimmung von Energieversorgungs- und Abfallverwertungskonzepten, einer Ankopplung der Abfallverbrennung an die Energieversorgungsunternehmen selbst sowie der Verwendung von Abfall als Brennstoff seitens der Industrie ist die aus Abfall gewonnene Energie heute höher zu bewerten (BARNISKE, 1987a).

1428. Einfluß auf die Energieproduktion und damit auf den Erlös nimmt in gewissen Grenzen die Aussortierung von Stoffen (Papier, Kunststoff, Glas, Schrott) vor der Verbrennung (Tz. 1370, Tab. 5.4.8). Dies trifft besonders dann zu, wenn dem Abfall allein Papier, Pappe und eventuell auch Kunststoffe entnommen werden. Daher ist von Fall zu Fall die Auswirkung der Aussortierung auf den Heizwert des verbleibenden Abfalls zu prüfen. Vorteilhaft für die Abfallverbrennung ist auf jeden Fall die Vorabsammlung von Glas und Metall. Dadurch werden Heizwertverluste durch Altpapierentnahme sogar oft mehr als kompensiert.

Tabelle 5.4.33 zeigt beispielhaft ersparte Kosten bei der Hausmüllbeseitigung durch Vorabsammlung von Papier, Metall und Glas sowohl für die Deponierung als auch für die Verbrennung. Abhängig von örtlichen Gegebenheiten schwanken die Einsparungen in DM/t für verwertete Altstoffe erheblich (DOEDENS, 1987). In der Regel liegen ersparte Entsorgungskosten bei 50 DM/t Wertstoff. Allerdings kann die stoffliche Verwertung bei nicht ausgelasteten Abfallverbrennungsanlagen aufgrund ihrer hohen Fixkosten und geringen Energieproduktion auch Mehrkosten von bis zu 60 DM/t verursachen. Schließlich ist darauf hinzuweisen, daß auch die Vorabsammlung von Stoffen, der Transport zum Verwerter und das Sortieren mit ganz erheblichen Kosten verbunden sind. Dies kann nach Abzug der Erlöse und anfallender Entsorgungskosten zu Mehrkosten von 80 bis 120 DM/t Wertstoffen führen.

Tabelle 5.4.33

Ersparte Kosten bei der Hausmüllentsorgung durch getrennte Sammlung

	Ersparte Kosten in DM/t, anderweitig verwerteter Altstoff	
	Deponie	Müllverbrennungsanlage
Bei Fremdanlieferungen bzw. bei Anlagen, auf denen Minderanlieferungen einer Kommune durch andere Anlieferungen ausgeglichen werden können (Kapazitätsausgleich)	20—60	30—100
bei nicht ausgelasteten Anlagen ohne Kapazitätsausgleich	10—30	Mehrkosten! 15— 45 (—60 Altpapier)
bei überlasteten Anlagen, bei Vermeidung von Erweiterungen, Neuanlagen usw.	(40—80)	80—150
Transportkosten — ohne Umschlag +Ferntransport	15—25	
— mit Umschlag +Ferntransport	35—65	

Quelle: DOEDENS, 1987

1429. In Tabelle 5.4.34 ist die Energieeinsparung pro Tonne Altstoff bzw. pro Einwohner und Jahr bei getrennter Sammlung mit Wertstofftonnen und Altstoffverwertung dargestellt. Durch getrennte Sammlung von Papier, Glas, Altmetall und Kunststoffen mit entsprechender Altstoffverwertung — ausgenommen Kunststoffe — läßt sich danach eine Energieeinsparung von ca. 226 MJ/E · a erzielen. Demgegenüber steht eine Energienutzung bei der Abfallverbrennung (Wirkungsgrad 40% für Stromerzeugung und Fernwärmenutzung) von 756 MJ pro Einwohner und Jahr (DOEDENS, 1987). Durch die Abfallverbrennung ist also eine deutlich höhere Energieproduktion möglich. Dies wird insbesondere durch die bislang fehlende stoffliche Verwertung von Altkunststoffen verursacht.

Tabelle 5.4.34

Energieeinsparung durch Altstoffverwertung bei Mehrstoffbehältern

Altstoff	Energieeinsparung	verwertete Mengen *)	Energieeinsparung
	GJ/t Altstoff	kg/E · a	MJ/E · a
Altpapier .	2,3	40	92
Altglas . . .	1,9	20	38
Altmetalle			
Fe	9,6	10	96
Al	90	—	—
Kunststoffe	62	—	—
Gesamt . . .		70	226

*) bei Mehrstoffbehältern
E = Einwohner

Quelle: DOEDENS, 1987 nach PAUTZ, 1982

1430. Durch die Rückstände aus Abfallverbrennungsanlagen sind bislang keine Erlöse, sondern erhebliche Deponiekosten zu erwarten. Ausnahme könnte allein die Schlacke sein, die, aufbereitet, verschiedenen Verwendungszwecken, wie z. B. dem Straßenbau zugeführt werden kann. Kostensteigerungen sind durch die im Entwurf der 17. BImSchV vom 25. April 1990 enthaltenen Maßnahmen im Hinblick auf Inertisierung der Rückstände zu erwarten.

5.4.11 Bewertung der thermischen Abfallbehandlung

1431. Im Gegensatz zur Pyrolyse wird die Abfallverbrennung schon seit langem großtechnisch durchgeführt. Erste Abfallverbrennungsanlagen wurden bereits vor etwa 100 Jahren gebaut aus dem Bedürfnis nach einer seuchenvorbeugenden Beseitigung von Abfällen in industriellen Ballungsgebieten. Zumeist handelte es sich dabei um kleine Anlagen, um örtlich anfallende, besonders unangenehme, stark riechende Abfälle — zum Beispiel in Krankenhäusern — möglichst schnell und vollständig beseitigen zu können. Die Entwicklung der Abfallverbrennungstechnik setzte in den fünfziger und sechziger Jahren ein, ausgehend vom Anwachsen des Abfalls vor allem in den sich immer weiter ausdehnenden Ballungsgebieten. Sie wurde verstärkt, als mit Erlaß des Abfallbeseitigungsgesetzes von 1972 eine geordnete Beseitigung der Abfälle und eine Verringerung der ca. 50 000 ungeordneten Abfalldeponien auf wenige hundert geordnete Deponien eingeleitet wurde.

Die ersten größeren Abfallverbrennungsanlagen entstanden mit dem Ziel, das Abfallvolumen möglichst noch am Ort der Abfallentstehung zu minimieren. In diesen wurden zunächst ziemlich unspezifiziert alle Arten von Abfällen aus dem Haushalt, Gewerbe und kommunalen Bereich verbrannt, wobei Emissionsminderungsmaßnahmen keine besondere Beachtung fanden. Man beschränkte sich allein auf eine mehr oder weniger weitgehende Feststoffabscheidung aus den Rauchgasen. Das wachsende Umweltbewußtsein und die steigende Erkenntnis über die Schädlichkeit von aus Abfallverbrennungsanlagen emittierten Schadstoffen führten dann zu einer Spezifizierung in getrennte Abfallbeseitigungssysteme, nämlich in solche nur für Sonderabfall und solche für Siedlungsabfälle, verbunden mit immer wirksameren Abgasreinigungssystemen. Hinzu kam in den letzten Jahren eine immer umfänglicher werdende getrennte Erfassung von Abfällen mit dem Ziel einer Wertstoffrückgewinnung. Die Aussortierung stofflich verwertbarer, z. T. brennbarer Abfälle, ist, unabhängig von gewissen Heizwertschwankungen, immer dann geboten, wenn einerseits wirtschaftliche Verfahren zu ihrer stofflichen Verwertung zur Verfügung stehen und andererseits der Absatz der Sekundärrohstoffe möglich ist.

1432. Primäres Ziel der modernen Abfallverbrennung ist heute die Zerstörung oder Immobilisierung von Schadstoffen im Abfall. Daneben steht die Verminderung der zu deponierenden Abfallmenge und gegebenenfalls die Energiegewinnung aus Abfall. Unter diesem Aspekt gehen Untersuchungen fehl, wie die des Hamburger Umweltforschungsinstitutes (BRAUNGART und FUCHSLOCH, 1989), die belegen wollen, daß die Materialaufwendungen für den Bau von Verbrennungsanlagen letztlich zu größeren Abfallmengen führen würden, als sie durch die jeweilige Verbrennung vermindert werden.

1433. Eine unabdingbare Voraussetzung für eine moderne Abfallverbrennungsanlage ist eine möglichst weitgehende Reinigung der Rauchgase vor Austritt in die Atmosphäre. Der Entwurf der 17. BImSchV (Abschn. 5.4.7) setzt hier neue Maßstäbe, die sich mit Hilfe der heute bekannten Gasreinigungstechniken, wenn auch mit erheblichem technischem Aufwand, einhalten lassen. Eine Reihe von meßtechnischen Untersuchungen haben dies prinzipiell bewiesen, auch wenn diese Messungen nicht immer auf sämtliche mögliche Schadstoffkomponenten ausgedehnt wurden.

Der Rat ist der Auffassung, daß die Emissionswerte der vorgesehenen EG-Richtlinie völlig unzureichend sind. Auch die in der TA Luft 1986 vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen müssen aufgrund der zwischenzeitlich gewonnenen Erfahrungen mit Rückhaltetechniken als nicht mehr

für ausreichend gehalten werden. Hierfür sprechen folgende Gründe:

— Bedingt durch die bei der Verbrennung unterschiedlich zusammengesetzten Abfalls stattfindende Bildung verschiedenartiger Schadstoffe ist der Vorsorgegrundsatz besonders sorgfältig zu beachten

— Strenge Grenzwerte sind eine Voraussetzung für die Erhöhung der Akzeptanz in der Bevölkerung für den Bau dringend benötigter weiterer Anlagen.

Der Rat unterstützt daher den Vorschlag der Bundesregierung hinsichtlich einer Verschärfung der Grenzwerte in dem Entwurf der 17. BImSchV gegenüber denen der TA Luft 1986. Er hält diese Werte für angemessen, aber auch für ausreichend. Dies gilt auch für den Grenzwert von 0,1 ng pro m^3 Reingas für die Summe an polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen (TCDD-Äquivalente). Er weist dabei darauf hin, daß zur Gewährleistung der verlangten Reingasgehalte die tatsächlichen Emissionen noch unter den vorgeschriebenen Grenzwerten liegen werden. Noch niedrigere Grenzwerte, die technisch erzielbar sind, würden einen übermäßig hohen Aufwand erfordern. Dies erscheint nicht gerechtfertigt, da Abfallverbrennungsanlagen im Vergleich zu anderen Emittentenbereichen, vor allem dem Kraftfahrzeugverkehr und den Kleinfeuerungen, insgesamt nur sehr geringfügig zur Immissionsbelastung beitragen. Altanlagen sollten nach einem strengen Zeitplan nachgerüstet werden.

1434. Abfallverbrennungsanlagen sind für die Lösung des Abfallproblems, das nach Ausschöpfung eines vom Rat als bedeutend angesehenen Abfallvermeidungs- und -verwertungspotentials noch bleibt, eine unbedingt notwendige Voraussetzung. Die Verbrennung ist keine Alternative zur Deponie, sondern eine Voraussetzung zur Erzeugung weitgehend endlagerfähiger Stoffe. Ähnlich wie bei anderen verfahrenstechnischen Prozessen zur Erzeugung von Energie oder von Gütern sind auch Abfallverbrennungsanlagen nicht ohne Einwirkungen auf die Umwelt zu betreiben:

— Trotz ausgezeichneter Gasreinigungsanlagen sind in Spuren Restemissionen der verschiedensten Stoffe in die Atmosphäre nicht zu vermeiden. Außer in den Verbrennungsanlagen selbst können auch Emissionen im Lager- und Umschlagsbereich des Abfalls auftreten, die zu mindern sind.

— Durch die unterschiedliche Zusammensetzung des Abfalls werden verschiedenartige, unter anderem auch organische Schadstoffe erzeugt, deren Zusammensetzung nicht immer eindeutig bekannt ist. Bei der Verbrennung unter den Bedingungen — hohe Temperatur, lange Verweilzeit, Homogenität des Abfalls — werden organische Schadstoffe umgewandelt; in der Abkühlzone können sich aber unter bestimmten Bedingungen aus den Bruchstücken zuvor unvollständig verbrannter Substanzen organische Verbindungen bilden.

— Rückstände der Abgasreinigung fallen zwar nur in kleinen Mengen an, sind aber teilweise bezüglich einiger Inhaltsstoffe als besonders problematisch anzusehen. Wenn sie nicht aufbereitet und verwertet werden können, so müssen sie langfristig sicher abgelagert werden.

1435. Der Rat stellt daher die folgenden Forderungen an eine moderne Abfallverbrennungsanlage:

— weitgehende Aussortierung von Stoffen aus dem Verbrennungsgut, die nicht umweltverträglich verbrannt werden können, wie insbesondere Produkte mit hohem Schwermetallgehalt

— ausreichende Verweilzeiten der Stoffe im Verbrennungsraum vor allem bei der Hochtemperaturverbrennung

— die Überwachung der Verbrennungsanlagen dahingehend, daß nur dann Abfall verbrannt wird, wenn die Gasreinigung ordnungsgemäß arbeitet; Überwachung der Rauchgasemissionen

— Ermittlung der Abfallzusammensetzung bei Sonderabfällen durch Analysen vor der Verbrennung mit dem Ziel, die Bildung besonderer organischer Stoffe zu erkennen, um deren Emissionen zu beherrschen

— verstärkte Anstrengungen bei der Nachbehandlung der Rückstände mit dem Ziel der Produktion verwertbarer Stoffe

— Auswahl des Rauchgasreinigungsverfahrens unter Berücksichtigung der Verwertbarkeit der anfallenden Rückstände

— großtechnische Erprobung von in Entwicklung befindlichen Emissionsminderungsverfahren.

Spätestens zwei Jahre nach Inkrafttreten der 17. BImSchV sollten alle Abfallverbrennungsanlagen die Regelungen dieser Verordnung einhalten.

Da die Entstehung vor allem von polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen in den Rauchgasen in Anwesenheit von Staub als Katalysator bei Temperaturen von 200 bis 300 °C als gesichert erscheint, sollte man die Entstaubung mit modernen Techniken im Hochtemperaturbereich durchführen. Alternativ dazu sind bei üblichen Staubabscheideverfahren zur PCDD/F-Minderung das Aktivkoksverfahren und der Zusatz von dioxinmindernden Chemikalien zum Rauchgasstrom auf breiter Basis großtechnisch zu erproben.

1436. Der Rat betont, daß getrenntes Sammeln und Verwerten bestimmter Hausmüllfraktionen den Anforderungen an die Abfallverbrennung keineswegs entgegensteht, sondern bei Beachtung eines Mindestheizwertes für die Restfraktion sogar eine ideale Ergänzung darstellen kann. So tritt bei etwa 50% Aussortieren von Papier und Pappe, bei gleichzeitigem weitgehendem Aussortieren von Eisenmetallen (etwa 80%) und von Glas (etwa 40%) keine merkliche Veränderung des Heizwertes ein. Werden Kunststoffe und Vegetabilien in gleichen Anteilen aussortiert, so geschieht dies ebenfalls ohne Heizwertverlust der Restmüllfraktion (Tz. 1370).

1437. Es sind alle Möglichkeiten zur geeigneten Abfallbehandlung zwecks Zerstörung und teilweisen Immobilisierung der im Abfall enthaltenen Schadstoffe zu nutzen. Daher hält es der Rat für dringend notwen-

dig, daß in Zukunft vor allem spezielle Abfälle, wie Klärschlamm und bestimmte Sonderabfälle, zusammen mit Brennstoffen in sogenannten Mischfeuerungen (Kohlefeuerungen mit Trockenentaschung, Schmelzkammerfeuerungen, Schmelzanlagen) eingesetzt werden. Besonders Schmelzkammerfeuerungen, die ohnehin mit hohen Verbrennungstemperaturen von 1 400 °C und mehr betrieben werden, eignen sich zur Behandlung toxischer Problemabfälle. Diese Feuerungen gestatten es auch, die abgeschiedene Flugasche in die Feuerung zurückzuführen, zu verflüssigen und im Granulat einzuschmelzen. Anlagen mit hoher Feuerungswärmeleistung verfügen heute über hocheffektive Gasreinigungsanlagen, die eine merkliche Immissionszusatzbelastung bei Zugabe begrenzter Abfallmengen zum Brennstoff weitgehend ausschließen.

Da für die Zufeuerung zumeist nur spezielle Problemabfälle in Frage kommen, sieht der Rat in dieser Vorgehensweise nicht die Gefahr, das Vermeidungs- und Verwertungsgebot des Abfallgesetzes zu unterlaufen.

Der Rat erachtet es jedoch für notwendig, daß bei Einsatz von Abfällen in Mischfeuerungen die gleichen Emissionsgrenzwerte gelten wie in reinen Abfallverbrennungsanlagen. Bei der Zufeuerung von Abfällen ergibt sich eine Verdünnung abfallspezifischer Emissionen. Dieser Verdünnungseffekt darf jedoch in der Emissionsbegrenzung nicht zugunsten des Betriebes berücksichtigt werden.

1438. Die bei der Abfallverbrennung freigesetzte thermische Energie sollte zur Erzeugung von Wärme und elektrischem Strom genutzt werden. Müllheizkraftwerke lassen sich besonders dann flexibel zur Energieversorgung einsetzen, wenn sie im Verbund mit fossil gefeuerten Kraftwerken arbeiten. Dies gilt insbesondere für Ballungszentren mit entsprechend hohem Energiebedarf. Schließlich ist auch auf die Klärschlammverbrennung hinzuweisen, die im steigenden Maße notwendig wird, nachdem eine landwirtschaftliche Nutzung des Klärschlamms mit zu hohen Schadstoffgehalten in Zukunft nicht mehr möglich sein wird. Man sollte dabei kombinierte Abfall-Klärschlamm-Verbrennungsanlagen bevorzugen, um genügend Wärme zur Schlammverbrennung zur Verfügung zu haben.

1439. Die Pyrolyse von Hausmüll, die vereinfacht als Abfallentgasung mit anschließender Verbrennung der entstehenden Pyrolysegase beschrieben werden kann, besitzt prinzipielle Vorteile bezüglich Menge und Toxizität der gasförmigen Emissionen im Vergleich zur Verbrennung. So wurden bei dieser Verfahrensweise vergleichsweise geringe PCDD/F-Emissionen gemessen. Dem steht jedoch ein erhöhter Schadstoffgehalt der Pyrolyserückstände gegenüber, was eine Weiterbehandung dieser Rückstände erforderlich macht. Werden diese Rückstände, die einen hohen Kohlenstoffgehalt besitzen, verbrannt, so werden die Vorteile der geringeren gasförmigen Emissionen teilweise wieder aufgehoben.

Eine interessante Weiterentwicklung der klassischen Pyrolyseverfahren ist das Schwelbrennverfahren, das sich noch im Stadium der technischen Erprobung befindet. Kennzeichen dieses Verfahrens ist die der Pyrolyse nachgeschaltete Hochtemperaturverbrennung, in der die anfallenden Pyrolysegase zusammen mit den anfallenden Pyrolyserückständen — nach Abtrennung von Metallschrott und Inertstoffen — verbrannt werden. Dadurch ist eine weitgehende Oxidation aller organischen Bestandteile und eine sichere Zerstörung eventuell gebildeter PCDD/F zu erwarten. Die nichtbrennbaren Bestandteile fallen als schmelzflüssige Schlacke an, die sich durch geringe Löslichkeit der Schwermetalle auszeichnet und damit günstige Voraussetzungen für eine Verwertung bzw. umweltverträgliche Ablagerung besitzt. Dies ist als Vorteil gegenüber den Abfallverbrennungsanlagen zu werten. Der Verwertung der Pyrolyserückstände dienen auch Verfahren zur Mineralisierung dieser Rückstände, die sich gegenwärtig in der Erprobung befinden. Der Rat sieht in diesen Verfahren interessante Techniken, um die Emissionen, insbesondere von organischen Stoffen, weiter zu vermindern und zu verwertbaren Stoffen zu gelangen; ihre technische Weiterentwicklung sollte gefördert werden.

5.5 Deponierung

5.5.1 Einführung

1440. Trotz aller Bemühungen um Abfallvermeidung und -verwertung werden immer auch Abfälle entstehen, die nicht verwertet werden können, sondern — gegebenenfalls nach entsprechender Vorbehandlung — deponiert werden müssen. Aus diesem Grunde wird auch zukünftig der Abfalldeponie im abfallwirtschaftlichen Gesamtkonzept eine wichtige Rolle zukommen. Die Deponierung stellt dabei den letzten Schritt, das letzte Stadium des Umgangs mit Abfällen dar; sie ist auf Dauer angelegt und in der Regel ein Endlager für die abgelagerten Abfälle.

1441. Die Deponierung soll in einer Form erfolgen, die auch langfristig keine Umweltschäden hervorruft. Umstritten sind die dieser Zielsetzung entsprechenden konkreten Qualitätsstandards und wie sie zu erreichen sind.

Während man bis in die 70er Jahre hinein mögliche Umweltbeeinträchtigungen unterschätzte und auf das Selbstreinigungsvermögen von Böden, Untergrund und Grundwasser vertraute, was vielfach das Problem der Altlasten zur Folge hatte (SRU, 1989), konzentrierte man sich in der Folgezeit bis heute auf die Bau und Verfahrenstechniken zur Abdichtung der Deponien und zur Fassung entstehender Sickerwässer und gasförmiger Emissionen. Auch diese Maßnahmen konnten jedoch nicht immer die Entstehung von Altlasten verhindern. Aus dieser Erfahrung heraus entstand das Multibarrierenkonzept (STIEF, 1986), das von einem System unabhängig voneinander funktionierender Schutzeinrichtungen ausgeht, die alle dem Ziel dienen, zukünftig Umweltbelastungen durch Deponien zuverlässig und auf Dauer zu verhindern. Die wesentliche Rolle spielt dabei die Barriere „Deponiekörper", d. h. die Beschaffenheit der Abfälle, die zur Ablagerung gelangen. Es lassen sich drei Ansätze unterscheiden:

— die Ablagerung von Abfällen ohne Behandlung

— die Behandlung der Abfälle in der Deponie

— die Behandlung der Abfälle zur Inertisierung vor ihrer Deponierung.

1442. Die Ablagerung unbehandelter Abfälle erfüllt nur dann die Forderung, Umweltbelastungen durch Deponien dauerhaft zu verhindern, wenn aufgrund der Beschaffenheit der Abfälle davon auszugehen ist, daß die umgebenden Umweltbereiche Wasser, Boden und Luft nicht nachteilig beeinflußt werden. Dies trifft aber nur auf wenige Abfallarten zu. In den meisten Fällen muß man sich bei Deponien auf die Wirksamkeit der natürlichen und technischen Barrieren verlassen, die den Kontakt der Abfälle und ihrer Emissionen mit der Biosphäre verhindern sollen. Da sich das stoffliche Gefährdungspotential der Abfälle ohne Behandlung in der Regel nur sehr langsam oder auch gar nicht vermindert, sind eine Kontrolle und gegebenenfalls die Behandlung des Sickerwassers über sehr große Zeiträume erforderlich. Die Funktionsfähigkeit der Deponieabdichtungssysteme, einschließlich der Sickerwasserfassungseinrichtungen, kann jedoch auch bei der Möglichkeit wiederholter Reparaturen über diese Zeiträume nicht garantiert werden.

1443. Dem Konzept der Abfallbehandlung in der Deponie entspricht die gesteuerte Bioreaktordeponie. Hierbei wird die Deponie als Abfallbehandlungsanlage eingesetzt, in der die Umsetzung biologisch abbaubaren Materials bewußt gefördert und beschleunigt wird, um eine relativ schnelle biologische Stabilisierung zu erreichen. Die entstehenden Umsetzungsprodukte und andere mobilisierbare Abfallbestandteile gehen in das Sickerwasser und das Deponiegas über, die zu einer Entfrachtung der Deponie führen. Auch bei dieser Art von Deponie ist eine längerfristige Überwachung der technischen Barrieren sowie eine Fassung und Behandlung von Emissionen erforderlich.

1444. Dem Konzept, die Abfälle vor ihrer Ablagerung zu inertisieren, liegt die Idee zugrunde, generell nur Abfälle abzulagern, deren Emissionen die umgebenden Umweltbereiche langfristig nicht negativ beeinflussen. Das Leitbild der schweizerischen Abfallwirtschaft prägte hierfür den Begriff der Endlagerqualität. Ein Endlager ist nach schweizerischer Definition eine Deponie, deren Stoffflüsse nicht mehr behandelt werden müssen (BACCINI, 1986). Die Zusammensetzung und Schadstoffbindung des deponierten Abfalls werden damit zur Hauptbarriere; die natürlichen und technischen Dichtungssysteme dienen nurmehr als technische Sicherheitseinrichtungen, die allerdings auch langfristig funktionsfähig sein sollen und überwacht werden müssen, da es eine absolute Inertisierung von Abfällen bei technischen Behandlungsverfahren nicht gibt.

Endlager sollen so gebaut und betrieben werden, daß sie nach Abschluß der Einlagerung und gegebenenfalls nach einer gewissen Zeit der Nachsorge sich selbst überlassen werden können. Oberirdisch abzulagernde Abfälle, die die Anforderungen dieser Zielsetzung erfüllen und als endlagerfähig gelten, sind mineralisiert und weitestgehend inertisiert, das heißt, sie müssen aus anorganischen, in Wasser schwer löslichen Stoffen bestehen.

1445. Der Rat sieht in der Festlegung geeigneter Qualitätskriterien für die Beschaffenheit abzulagernder Abfälle den entscheidenden Schritt in Richtung auf eine langfristig umweltverträgliche Deponie, die dem Grundsatz der Gefahrenabwehr und der Vorsorge entspricht.

Die Festlegung bestimmter Anforderungen in Form physikalischer und chemischer Eigenschaften für endlagerfähige Abfälle hat Konsequenzen für die technischen Verfahren der Abfallbehandlung. Es fehlt teilweise noch an geeigneten Behandlungsverfahren und an ausreichenden Behandlungskapazitäten. Des-

halb müssen Überlegungen angestellt werden, wie die Übergangszeit überbrückt und die Deponietechnik kurzfristig weiter verbessert werden kann.

5.5.2 Mineralstoffdeponie

1446. Von der Praxis, Bauschutt und ähnliche Stoffe auf Siedlungsabfalldeponien abzulagern, ist durch den Rückgang der Siedlungsabfalldeponien von 1977 bis 1980 von etwa 1 300 auf 500 weitestgehend abgegangen worden. In dieser Zeit stieg die Anzahl der Bauschuttdeponien von ca. 1 400 auf etwa 2 400 an (Abschn. 3.2.1, Tab. 3.2.4). Es hat sich gezeigt, daß in diesen Deponien auch Bodenaushub, Straßenaufbruch, Baustellenabfälle, bauschuttähnliche Abfälle sowie belasteter Bauschutt und belastete Böden abgelagert wurden. Seit Mitte der achtziger Jahre hat man erkannt, daß bei dieser Art der gemischten Ablagerung in Bauschuttdeponien, oft ehemalige Steinbrüche und Kiesgruben, Grundwasserbeeinträchtigungen auftreten. Einige Bundesländer haben daher zumindest vorläufige Richtlinien erlassen, in denen die Ablagerung von Bauschutt, Bodenaushub und Straßenaufbruch geregelt ist (z. B. LWA NW, 1987a; MELF SH, 1987; MUG Rh.-Pf., 1988).

1447. Die Kosten der Deponierung belaufen sich gegenwärtig auf 3 bis 40 DM/t (THOMÉ-KOZMIENSKY und HEBEL, 1987). Infolge der vom Rat gestellten Anforderungen an Mineralstoffdeponien werden die Deponierungskosten zukünftig erheblich ansteigen.

5.5.2.1 In Mineralstoffdeponien ablagerbare Abfälle

1448. Bauschutt kann in der Form und Zusammensetzung, wie er heute in der Regel anfällt, nicht mehr als umweltunerheblich angesehen werden. Neben dem klassischen Bauschutt in Form von Mauerresten und Betonabbrüchen oder auch Straßenaufbruch finden sich in dem als Bauschutt bezeichneten Abfall schwermetallhaltige Versorgungsleitungen, Raumausstattungen aus Kunststoffen und auch solche Gegenstände, die zum Zeitpunkt des Abbruchs noch im Gebäude abgestellt waren. Es bedarf einer klaren Eingrenzung und einer exakten Definition der Abfälle, die in einer Mineralstoffdeponie abgelagert werden dürfen.

1449. Bauschutt besteht aus festen Stoffen, die bei Bauwerksabbrüchen anfallen und überwiegend mineralische Bestandteile beinhalten. Hierzu zählen grundsätzlich alle Baustoffe, die im Hoch- und Tiefbau verwendet werden (Abfallschlüssel 314 09 des Abfallkataloges der LAGA, Stand 1980).

Unbelasteter Bauschutt besteht aus Betonbruch, Mörtel, Ziegel usw. Er muß frei sein von Kunststoffen, zum Beispiel PVC und PE, organischen Bestandteilen, wie Holz und Papier, sowie Schadstoffen, beispielsweise Schwermetallen und Teer. Bundeseinheitliche Festlegungen fehlen bislang.

Zum belasteten Bauschutt gehören beispielsweise Holzbaustoffe aller Art, Stahlträger, Metall- und Kunststoffverkleidungen, Versorgungsleitungen, Fußbodenbeläge und Teerpappen. Durch Sortierung ist es möglich, aus belastetem Bauschutt unbelastete Anteile abzutrennen.

1450. Die bisher als Bauschuttdeponien bezeichneten Mineralstoffdeponien sind in der Regel nicht mit einer Basisabdichtung und Sickerwasserfassung ausgestattet. Auf solchen Deponien darf neben unbelastetem Bodenaushub und Straßenaufbruch nur unbelasteter Bauschutt abgelagert werden; diese Mineralien sollten aber grundsätzlich verwertet werden (Abschn. 4.5.4; Tz. 1469). Belasteter Bauschutt, Straßenaufbruch und Bodenaushub darf auf solchen Deponien nicht abgelagert werden, sondern ist auf Deponien mit Basisabdichtung und Sickerwasserfassung zu verbringen.

Der Rat empfiehlt, aus Vorsorgegründen auch Mineralstoffdeponien für unbelasteten Bauschutt und Straßenaufbruch mit Basisabdichtung und Sickerwasserfassung zu versehen. Auf solchen Deponien können dann auch belasteter Bauschutt und Bodenaushub abgelagert werden, sofern es sich dabei nicht um Sonderabfälle handelt. Im Hinblick auf die unterschiedliche Sickerwasserbehandlung und gegebenenfalls spätere Wiederverwendung von unbelastetem Ablagerungsmaterial ist aber bei Ablagerung von unbelastetem und belastetem Material auf derselben Deponie eine Ablagerung in getrennten Deponiebereichen notwendig.

1451. Bauschutt, der in der Abfallbestimmungs-Verordnung als besonders überwachungsbedürftig eingestuft ist, wie Asbeststäube und Spritzasbest (Abfallschlüssel 314 37), sowie Bauschutt und Erdaushub mit schädlichen Verunreinigungen (Abfallschlüssel 314 41) sind nach TA Abfall, Teil 1 zu behandeln.

1452. Baustellenabfälle, die grundsätzlich nicht zum Bauschutt gehören, sind Materialien, die bei Neubau, Ausbau, Reparatur und Abriß von Bauwerken des Hoch- und Tiefbaues anfallen, wie beispielsweise Plastikbahnen als Bautenschutz und Verpackungsmaterial, Kanister, Isoliermasse, Farben, Kleber, Schutzanstrich, Imprägniermittelreste und dergleichen. Baustellenabfälle dürfen nicht auf Mineralstoffdeponien abgelagert werden.

1453. Als bauschuttähnliche Abfälle gelten die in Tabelle 5.5.1 aufgeführten Abfallarten. Ihre Ablagerung ist zum Teil grundsätzlich oder erst nach Vorliegen einer Eluatanalyse auf einer Mineralstoffdeponie zugelassen.

1454. Zur Beurteilung der Zulässigkeit der Ablagerung von Abfällen auf Mineralstoffdeponien soll im allgemeinen die Kenntnis über den Herkunftsbereich und die Zusammensetzung ausreichen. In anderen Fällen, insbesondere wenn der Verdacht auf kritische Inhaltsstoffe besteht, sollen die Konzentrationen der in Tabelle 5.5.2 aufgeführten Parameter im Eluat des Abfalls bestimmt werden. Bei Verdacht auf andere wassergefährdende Inhaltsstoffe, die nicht in der Tabelle berücksichtigt sind, ist eine Einzelfallprüfung erforderlich.

In Tabelle 5.5.2 sind nach FISCHER und SCHENKEL (1990) die zulässigen Eluatwerte des Richtlinienentwurfs für Abfalldeponien Österreichs, des Entwurfs einer Richtlinie für Untersuchung und Beurteilung von Abfällen Nordrhein-Westfalens und des schwei-

Tabelle 5.5.1

Vorläufiger Abfallartenkatalog für die Ablagerung auf Mineralstoffdeponien (Abfallschlüssel nach Abfallkatalog der LAGA, Stand 1980)

grundsätzlich:		mit Analyse:	
31405	Glasvliesabfälle	31102	SiO_2-Tiegelbruch
31408	Glasabfälle	31104	Ofenausbruch aus nichtmetallurgischen Prozessen
31409	Bauschutt	31219	Hochofenschlacken
31410	Straßenaufbruch (keine Teerdecken)	31220	Konverterschlacke
31411	Bodenaushub (nicht verunreinigt)	31401	Gießerei-Altsand
31412*	Asbestzementabfälle, -stäube	31402	Putzereisand, Strahlsand
31415	Formlehm	31403	Kalksandstein
31416	Mineralfaserabfälle	31407	Keramikabfälle
31418	Gesteinsstäube, Polierstäube	31425	Formsand
31436*	Asbestabfälle	31414	Schamotte
31625**	Erdschlämme, Sandschlämme	31430	verunreinigte Mineralfaserabfälle
31307	Schmelzkammergranulat aus Steinkohlenfeuerung	31601**	Schlamm aus Betonherstellung
31437*	Asbeststaub	31602**	Steinschleifschlamm
		31604**	Tonsuspensionen
		31605**	Schlämme aus Zementfabrikation
		31606**	Schlämme aus Kalksandsteinfabrikation
		31607**	Schlämme aus Fertigmörtelherstellung
		31612**	Kalkschlamm
		31618**	Carbidschlamm
		31301	Flugaschen und Stäube aus Feuerungs- und Verbrennungsanlagen (verfestigt)
		31305	Braunkohlenasche (verfestigt)
		31307	Kesselschlacke
		31444	Schleifmittel

* Besondere Einbauvorschriften sind bei Asbestzementstäuben zu beachten; Asbeststäube und Spritzasbest sind nach TA Abfall, Teil 1, als besondere überwachungsbedürftige Abfälle zu behandeln.
** Schlämme entwässert

Quelle: LWA NW, 1987 a, ergänzt

zerischen Entwurfs zur Technischen Verordnung über Abfälle (TVA) einander gegenübergestellt. In der Schweiz sowie in Österreich werden die den Mineralstoffdeponien gleichzusetzenden Deponien als Inertstoffdeponien bezeichnet. Die in beiden Ländern gestellten Anforderungen sind in der Regel höher als diejenigen in der Bundesrepublik. Auch unterscheiden sich die angewendeten Elutionsverfahren voneinander: in der schweizerischen TVA wird mit CO_2 gesättigtem Wasser eluiert, wodurch sich aufgrund des niedrigeren pH-Werts schärfere Bedingungen gegenüber dem in der Bundesrepublik angewendeten DEV-S4 Verfahren mit destilliertem Wasser ergeben.

1455. Der Flächenverbrauch durch die Ablagerung von Bauschutt, Straßenaufbruch und Bodenaushub ist erheblich. 1984 gab es in der Bundesrepublik ca. 3 100 öffentliche Deponien, davon 1971 „Bauschuttdeponien" und 728 „Bodenaushubdeponien". Insgesamt wurden 23 878 441 t Bauschutt und Straßenaufbruch sowie 22 659 220 t Bodenaushub abgelagert, was zusammen 54 % aller 1984 in der Bundesrepublik deponierten Stoffe entspricht. Rund 37 % des abgelagerten Bauschutts und Straßenaufbruchs sowie etwa 30 % des Bodenaushubs wurden nicht auf „Bauschutt-" und „Bodenaushubdeponien", sondern auf Siedlungsabfalldeponien verbracht.

Der jährliche Flächenverbrauch für die Deponierung von Bauschutt, Straßenaufbruch und Bodenaushub für das Jahr 1984 ergibt sich überschläglich bei 24 Mio. t Bauschutt und Straßenaufbruch mit einer Einlagerungsdichte von 1,0 t/m³ und 22 Mio. t Bodenaushub mit einer Einlagerungsdichte von 1,5 t/m³ sowie einer durchschnittlichen Deponiehöhe von 20 m zu etwa 1,95 km².

1456. Die Bauschuttaufbereitung ist mittlerweile weit verbreitet und in Hessen erstmals 1989 per Gesetz (Hessisches Abfallwirtschafts- und Altlastengesetz) vorgeschrieben, so daß zukünftig wesentlich weniger Deponievolumen für Bauschutt in Anspruch genommen wird. Genaue Zahlenangaben über die Menge aufbereiteten Bauschutts in der Bundesrepublik Deutschland fehlen bislang; Schätzungen zum

Tabelle 5.5.2

Zulässige Konzentrationen von Inhaltsstoffen in Eluaten als Zuordnungskriterien für Mineralstoffdeponien

	Schweiz Entwurf[1])	Österreich Entwurf[2])	Nordrhein-Westfalen Entwurf[3])		
	1. Inertstoff-deponie	Inertstoff deponie A 1	1. Bodenablagerung a)	b)	2. Mineralstoff-deponie
1. pH-Wert	6—11	i. Einzelf. fzlg.	6,5—9,5	5,5—10	5,5—12
2. Leitfähigkeit			40 mS/m	100 mS/m	300 mS/m
3. wasserlöslicher Anteil	0,5 %				
4. CSB		30 mg/l	20 mgO_2/l	20 mgO_2/l	50 mgO_2/l
5. TOC/DOC[1])	20 mg/l				
6. AOX		0,03 mgCl/l			
7. EOX				0,01 mg/l	0,01 mg/l
8. PAK			0,0002 mg/l	0,002 mg/l	0,003 mg/l
9. Phenol			0,0005 mg/l	0,005 mg/l	0,1 mg/l
10. Kohlenwasserstoff	0,5 mg/l	0,1 mg/l	0,01 mg/l	0,2 mg/l	1,0 mg/l
11. Lipophile, schwerflüchtige organische Chlorverbindungen	0,01 mg(Cl)/l				
12. chlorierte Lösungsmittel	0,01 mg(Cl)/l				
13. Organochlorpestizide	0,005 mg(Cl)/l				
14. Fischtest i. unverd. Eluat			negativ	negativ	negativ
15. Al — Aluminium	1*)	0,5*)			
16. Sb — Antimon			0,01	0,05	0,1
17. As — Arsen	0,01*)	0,05	0,04	0,05	0,1
18. Ba — Barium	0,5*)		0,1	1,0	1,0
19. Be — Beryllium	.			0,004	0,005
20. B — Bor		.	1,0	1,0	1,0
21. Pb — Blei	0,1*)	0,1*)	0,04	0,05	0,5
22. Cd — Cadmium	0,01*)	0,005*)	0,005	0,005	0,05
23. Cr ges. — Chrom gesamt		0,1*)	0,05	0,05	1,0
24. Cr III — Chrom III	0,05*)				
25. Cr VI — Chrom VI	0,01*)	0,02		0,01	0,1
26. Fe — Eisen			0,2	1,0	2,0
27. Co — Kobalt	0,05*)			0,05	0,5
28. Cu — Kupfer	0,2*)	0,2*)	0,1	0,1	1,0
29. Mn — Mangan			0,05	0,5	1,0
30. Ni — Nickel	0,2*)	0,2*)	0,05	0,05	0,5
31. Hg — Quecksilber	0,005*)	0,001*)	0,001	0,001	0,005
32. Se — Selen			0,01	0,01	0,05
33. Ag — Silber	0,01*)		0,01	0,01	0,1
34. Tl — Thallium			0,01	0,01	0,1
35. V — Vanadium				0,05	0,2
36. Zn — Zink	0,5*)	1,0*)	0,1	0,1	5,0
37. Sn — Zinn	0,2*)	0,2		0,5	0,5
38. Fluorid	1	2	0,7—1,5	1,5	5,0
39. Ammoniak	0,5 (N)*)		0,08	0,08	4,1
40. Ammonium		1,0*)			
41. Chlorid		200	200	200	350
42. Cyanid gesamt			0,05	0,05	0,5
43. Cyanid frei	0,0*) (CN)	0,05		0,01	0,1
44. Nitrat		10	11,3	11,3	22,6
45. Nitrit	0,1	0,1	0,03	0,15	0,3
46. Phosphat	1	0,1	1,6	1,6	3,3
47. Sulfid	0,01				
48. Sulfit	0,1				
49. Sulfat		i. Einzelf. fzlg.	240	250	500

*) gemessen in schwach saurem Eluat
a) innerhalb der Zone I und II von Trinkwasser- sowie der Zone III und IV von Heilquellenschutzgebieten
b) außerhalb der Zonen von a)
[1]) Stand 8/88
[2]) Stand 1/89
[3]) Stand 6/87

Quelle: FISCHER und SCHENKEL, 1990, verändert

Verwertungspotential sind in Textziffer 885 enthalten. Prognosen über zukünftig erforderliches Deponievolumen lassen sich nicht aufstellen.

5.5.2.2 Deponiestandort

1457. Bei der Auswahl eines Deponiestandortes sind insbesondere folgende planerische Gesichtspunkte zu beachten: Gewässerschutz, Landschafts- und Naturschutz, Immissionsschutz, bodenmechanische Aspekte sowie Einzugsgebiet der Deponie und Transportentfernung (LWA NW, 1987a).

Folgende Mindestanforderungen sollten an einen Deponiestandort gestellt werden:

Tabelle 5.5.3

Bewertungsschema für Standorte von Mineralstoffdeponien sowie Aufbereitungsanlagen

Bewertungsgebiet	Standortkriterien	Deponie für		Aufbereitungsanlage
		belastetes Material	unbelastetes Material	
Allgemeines	Orographie	Geländeeinschnitt und Steinbruch ungünstig, da eine Flankenabdichtung und Sickerwasserfassung erfolgen muß	Verfüllung von Geländeeinschnitten und Steinbrüchen günstig	Steinbrüche günstig, da Lärm- und Staubausbreitung geringer
	Flächengröße	mindestens 3—4 ha in Abhängigkeit von den Abfallmengen	mindestens 3—4 ha in Abhängigkeit von den Abfallmengen	mindestens 0,3—1,0 ha
	Laufzeit	mindestens 10 Jahre, da sonst hohe Investitionskosten	mindestens 10 Jahre, da sonst hohe Investitionskosten	unmaßgeblich, da nur Zwischenlagerplatz
	Erweiterungsmöglichkeiten	wünschenswert, um kostenaufwendige Bauteile und techn. Einrichtungen möglichst lang zu nutzen	wünschenswert	sinnvoll
Landesplanung und Verkehr	Entfernung zu: Wohngebieten	mindestens 500 m/16/	mindestens 300 m/18/	mindestens 500 m/19/
	öffentl. Straßen	möglichst geringe Entfernung wünschenswert unter Beachtung einer Abrollstrecke	möglichst geringe Entfernung wünschenswert unter Beachtung einer Abrollstrecke	möglichst geringe Entfernung wünschenswert unter Beachtung einer Abrollstrecke
	Ver- und Entsorgungsleitungen bzw. Anschluß an öffentliche Kläranlage	wichtig, vor allem Entsorgung und Stromanschluß	wünschenswert	wichtig
Wirtschaftlichkeit	Transportentfernungen	Einzugsgebiet möglichst <20 km	Einzugsgebiet möglichst <10 km	so gering wie möglich um Kosten für Recyclingmaterial niedrig zu halten
	Rohstoffsituation	nicht maßgeblich	nicht maßgeblich	schlechte Rohstoffsituation vorteilhaft für Recyclingmaterial
	Vermarktungsmöglichkeit	nicht maßgeblich	nicht maßgeblich	entscheidend für Rentabilität
	Sonstiges	—	—	Deponieraumeinsparung

noch Tabelle 5.5.3

Bewertungsgebiet	Standortkriterien	Deponie für		Aufbereitungsanlage
		belastetes Material	unbelastetes Material	
Umweltschutz und -belastung (Vorbelastungen beachten)	Wasser:			
	Grundwasser (Wasserschutzgebiete [WSG])	in WSG grundsätzlich nicht möglich, außerhalb Wasserschutzgebieten besonders wichtig: Deponiesohle mehr als 1 m über höchstem Grundwasserstand	in WSG Zone I+II grundsätzlich nicht möglich, Zone III in Ausnahmefällen, außerhalb Wasserschutzgebieten, Deponiesohle mindestens 1 m über höchstem Grundwasserstand	in WSG Zone I+II grundsätzlich nicht möglich, Zone III in Ausnahmefällen, außerhalb Wasserschutzgebieten, Deponiesohle mindestens 1 m über höchstem Grundwasserstand
	Oberflächenwasser	geeignete Maßnahmen zur Ableitung wichtig um Sickerwasser zu minimieren, da aufwendige Behandlung	möglichst ableiten, um Eindringen in Deponiekörper zu verhindern	Eindringen in Zwischenlagerplatz möglichst verhindern
	Natur- und Landschaftsschutzgebiet (LSG)	außerhalb der Schutzgebiete, Naturschutzgebiete grundsätzlich nicht, LSG nur im Ausnahmefall	außerhalb der Schutzgebiete, es sei denn im Zuge von Rekultivierungsmaßnahmen	außerhalb der Schutzgebiete
	Rekultivierung	abgeschlossene Abschnitte sofort rekultivieren, auf gute Anpassung an Umgebung achten, Langzeitemissionen beachten	abgeschlossene Abschnitte sofort rekultivieren, auf gute Anpassung an Umgebung achten	Rekultivierung erst möglich, wenn Aufbereitungsanlage außer Betrieb — Dauereinrichtung —
Sonstiges	Gefahreneindämmung bei:			
	Transport	Zufahrt möglichst so wählen, daß Ortschaften und Wasserschutzgebiet nur tangiert werden.		
	Brand	Auf umliegenden Bewuchs, z. B. dichten Wald, ist zu achten.		
	Personen und Anlagenschutz	Möglichkeit für notwendige Absperrung der Fläche muß gegeben sein.		

Quelle: MUG Rh.-Pf., 1988

— Mineralstoffdeponien dürfen nur außerhalb der Zonen I bis III von festgesetzten oder geplanten Trinkwasserschutzgebieten und der Zonen I bis IV von Heilquellenschutzgebieten liegen (LWA NW, 1987a und b).

— In Gebieten, die im Gebietsentwicklungsplan als Bereiche für die Wasserwirtschaft festgelegt sind, kann eine Zulassung nur nach Einzelfallprüfung im Hinblick auf die zu erwartende Gewässernutzung erteilt werden (LWA NW, 1987a und b).

— Der Abstand zwischen Deponiegut und höchstem zu erwartendem Grundwasserstand muß mindestens 1,0 m betragen (z. B. LWA NW, 1987 a und b; MUG Rh.-Pf., 1987 und 1988). Liegt der Deponiefuß unterhalb des höchsten zu erwartenden Grundwasserstandes, ist die Deponie bis zur erforderlichen Höhe mit geeignetem Bodenaushub anzufüllen (LWA NW, 1987a).

— Die Mindestdeponiegröße sollte 100 000 m^3 bzw. die Mindestbetriebszeit 5 Jahre betragen, um einen möglichst hohen Deponiestandard wirtschaftlich erreichen zu können (LWA NW, 1987 a).

Im Leitfaden zur Behandlung von Erdaushub, Bauschutt und Straßenaufbruch des Landes Rheinland-Pfalz (MUG Rh.-Pf., 1988) weichen die Anforderungen an den Standort von Deponien für unbelasteten Bauschutt teilweise von diesen Anforderungen ab (Tab. 5.5.3). Beispielsweise wird in Ausnahmefällen auch ein Deponiestandort in Wasserschutzgebieten der Zone III zugelassen. Der Rat empfiehlt, bundeseinheitliche Vorgaben zu erarbeiten.

5.5.2.3 Deponieabdichtungssysteme

1458. Grundsätzlich werden bis heute für Mineralstoffdeponien zur Ablagerung unbelasteten Bauschutts keine besonderen Anforderungen an die hydrologischen und bodenkundlichen Gegebenheiten gestellt. Erst in jüngster Zeit haben einige Bundesländer Forderungen an die Deponieausstattung erhoben. (z. B. LWA NW, 1987 a).

1459. Auf eine Untergrundabdichtung wird bisher in aller Regel verzichtet. In der Zukunft ist stärker darauf zu achten, daß auf diese Deponien kein belasteter Bauschutt gelangt. Belasteter Bauschutt darf nur auf Deponien mit Basisabdichtung sowie Sickerwasserfassung und -behandlung abgelagert werden. Aus Vorsorgegründen sind nach Auffassung des Rates auch Mineralstoffdeponien für unbelasteten Bauschutt und Straßenaufbruch mit einer Basisabdichtung und einer Sickerwasserfassung zu versehen. Es sollten die gleichen Basisabdichtungssysteme wie bei Siedlungsabfalldeponien eingesetzt werden (Abschn. 5.5.3.3.1). Wird ausschließlich unbelasteter Bodenaushub abgelagert, kann auf ein Basisabdichtungssystem verzichtet werden.

1460. Von besonderer Bedeutung für eine Reduzierung der Sickerwassermenge ist eine ordnungsgemäße Oberflächenentwässerung und Wasserableitung sowie die Vermeidung von Fremdwasserzutritten. Die Wirksamkeit einer Oberflächenabdichtung ist abhängig vom Durchlässigkeitsbeiwert der Abdichtungsschicht und der Entwässerungsschicht. Der Durchlässigkeitsbeiwert (k_f) der Abdichtungsschicht muß $\leq 1 \times 10^{-8}$ m/s, der der Entwässerungsschicht $\geq 1 \times 10^{-4}$ m/s sein. Die Mächtigkeit der Oberflächenabdichtung soll 0,5 m, die der Entwässerungsschicht 0,3 m nicht unterschreiten. Nach Abklingen der Setzungen soll ein ausreichendes Gefälle (>3%) gewährleistet sein (LWA NW, 1987a).

5.5.2.4 Deponieemissionen

1461. Aufgrund der Zusammensetzung der Abfälle in Mineralstoffdeponien ist mit Belästigungen durch Gerüche, gasförmige Emissionen, Ungeziefer oder Papierflug nicht zu rechnen. Emissionen können auftreten durch Lärm, Staub und Sickerwasser. Durch geräuscharme Geräte und einen ausreichenden Abstand zur nächsten Wohnbebauung ist einer Lärmbelästigung entgegenzuwirken. Einer Staubentstehung und -ausbreitung kann durch Befeuchtung des Bauschutts entgegengewirkt werden.

1462. Schwieriger ist die Situation beim Sickerwasser. Lediglich durch die oberflächennahe Niederschlagsableitung und die Vermeidung von Fremdwasserzutritten kann ein Auslaugen des Deponiekörpers und damit ein Eintrag von Stoffen in das Grundwasser vermieden werden. Aufgrund der Tatsache, daß „Bauschuttdeponien" bisher als unproblematisch in bezug auf Grundwasserbeeinträchtigungen galten, gibt es nur vereinzelt Untersuchungen zur Grundwasserbeeinflussung. Solche Untersuchungen des Bayerischen Geologischen Landesamtes haben gezeigt, daß für das Ausmaß von Grundwasserbeeinflussungen durch bestehende „Bauschuttdeponien" eine ganze Anzahl von Faktoren maßgebend ist, wie Art und Menge des abgelagerten Materials, Aufbau, Ausstattung und Betrieb der Deponie, Mächtigkeit, Durchlässigkeit und andere Eigenschaften des Grundwasserleiters sowie Grundwasserchemismen, die sich von Standort zu Standort ändern können (WROBEL, 1983). Die Ergebnisse verdeutlichen, wie wichtig die Forderungen nach einer Deponieabdichtung und einem ge-

Tabelle 5.5.4

Ergebnisse von Lysimeter-Elutionsversuchen mit aufbereitetem Bauschutt aus verschiedenen Aufbereitungsanlagen

Anlage	Aufbereitungsverfahren: Naß/Trocken Zusammensetzung: Beton/Ziegel	ph-Wert —	LF µS/cm	Chloride mg/l	Sulfate mg/l	CSB mg/l	Cadmium µg/l	Blei µg/l	Quecksilber µg/l	Gesamtphenole mg/l	Kohlenwasserstoffe mg/l
A	N B/Z	12,05	1 488	11	23	16	4	18	<0,05	<0,05	0,50
B	T B/Z	11,24	764	<10	43	20	9	4	<0,05	0,20	0,70
C	— B	11,94	1 151	12	106	<15	18	45	—	0,25	0,10
D	N B	11,45	1 578	<10	68	28	<0,1	4	0,53	0,26	0,20
E_1	N B	11,79	3 210	<10	17	<15	<0,1	11	0,68	0,18	<0,05
E_2	N B/Z/HOS	11,67	1 989	<10	57	22	<0,1	12	1,15	0,43	<0,05
F	— B/Z	11,89	2 843	<10	50	31	<0,1	17	<0,05	0,33	<0,05
Grenzwerte A/B										0,01 /0,1	
Trinkwasseraufbereitung [5]		5,5– 9,0	1 000	100/200	150/200	10/20	1/5	30/50	0,5/1,0	0,005/0,01 *)	0,05/0,2
Bauschuttdeponien [6]		5,5–12,0	3 000	350	500	50	50	500	5	0,02	0,1

*) Wasserdampfflüchtige Phenole

Quelle: TRÄNKLER, 1987

Tabelle 5.5.5

Ergebnisse von Elutionsversuchen nach dem DEV-S 4 Verfahren

Abfallarten	pH	elektr. Leitf. (µS/cm)	Abdampf-rückst. (mg/l)	Glüh-rückst. (mg/l)	Gesamt-härte (dH)	Chlorid (mg/l)	Sulfat (mg/l)	CSB (O_2 mg/l)
Bauschutt								
Minimum	7,0	105	72	44	0,3	1	8	10
Maximum	11,8	2 600	2 480	2 370	90,6	71	1 300	38
Mittel	9,1	706	724	683	22,7	17	167	12
Bodenaushub								
Minimum	6,8	60	64	64	1,1	3	10	10
Maximum	11,4	550	946	880	29,0	42	320	22
Mittel	8,3	194	212	194	6,0	13	50	10
Straßenaufbruch								
Minimum	6,8	60	112	94	1,7	6	8	10
Maximum	11,6	1 100	360	340	15,6	18	38	18
Mittel	9,3	333	212	195	6,9	12	23	10

Quelle: HOFFMANN, 1980

ordneten Deponiebetrieb sind. Sie zeigen auch, daß eine Umzäunung und ein Platzwart keine Garantie für eine ordnungsgemäße Ablagerung sind.

Darüber hinaus gibt es Aussagen zu möglichen Sikkerwasserbelastungen in Form von Elutionsversuchen an Lysimetern mit aufbereitetem Bauschutt (DOHMANN, 1987; TRÄNKLER, 1987) sowie von Elutionsversuchen im Labor, zum Beispiel nach dem DEV-S4 Verfahren (HOFFMANN, 1980) (Tab. 5.5.4 und 5.5.5).

5.5.2.5 Deponiebetrieb und -kontrolle

1463. Viele Maßnahmen, die für den Betrieb einer Siedlungsabfalldeponie längst eine Selbstverständlichkeit geworden sind, sind bei heutigen „Bauschuttdeponien" unüblich und bedürfen daher einer besonderen Erwähnung.

Für einen ordnungsgemäßen Mineralstoffdeponiebetrieb sind als wesentliche Voraussetzungen zu nennen:

- Die Deponie muß ganztägig geöffnet sein.
- Während der Öffnungszeiten hat eine Überwachung durch sachkundiges Personal zu erfolgen.
- Annahme- und Abkippkontrollen sind vorzunehmen.
- Im Betriebstagebuch sind Abfallart, Abfallmenge und Herkunft zu dokumentieren.
- Die Betriebsführung ist durch Betriebsanweisung zu regeln.
- Zum Einbau sind Planier- und Verdichtungsgeräte einzusetzen; Einbau und Verdichtung sind nach erdbautechnischen Gesichtspunkten durchzuführen.
- Der Bauschutteinbau hat abschnittsweise nach Betriebsplan zu erfolgen.
- Zur Erfassung der eingebauten Mengen und des Restvolumens sollte jährlich ein Aufmaß der Deponie durchgeführt werden.
- Zur Minimierung der Sickerwasserbildung sind die verfüllten Abschnitte zum frühestmöglichen Zeitpunkt in den Endzustand zu versetzen.
- Zur Verhinderung von Staunässe ist ein Oberflächengefälle von mindestens 5% empfehlenswert, das auch nach Abschluß der Setzungen eingehalten werden sollte.
- Der Anlieferer hat gegenüber dem Anlagenbetreiber eine Erklärung über Art und Herkunft der angelieferten Stoffe abzugeben.
- Unzulässige Anlieferungen sind zurückzuweisen. Das hessische Abfallwirtschafts- und Altlastengesetz geht so weit, daß auch bei Anlieferungen, bei denen lediglich Zweifel an der Zusammensetzung der angelieferten Stoffe bestehen, die Annahme zu verweigern ist. Die Zurückweisung ist im Betriebstagebuch zu vermerken (HANDZIK, 1989).

Weiterhin werden gefordert:

- vollständige Umzäunung mit verschließbarem Tor
- befestigte Zufahrt und Wendemöglichkeit zur Sicherstellung der Befahrbarkeit auch bei schlechter Witterung
- mindestens 300 m lange Abrollstrecke (z. B. Schwarz- oder Betondecke) oder Reifenreinigungsanlage
- Gewährleistung der Standsicherheit der Böschungen und des Deponiekörpers (Bedeutung für Hangdeponien).

1464. Zur Eigenüberwachung wird die Einrichtung von Beobachtungsbrunnen im Grundwasser vorgeschrieben (Hessisches Abfallwirtschafts- und Altlastengesetz von 1989) bzw. empfohlen (LWA NW, 1987 a; MUG Rh.-Pf., 1988), und zwar ein Brunnen im Anstrom und zwei Brunnen im Abstrom der Deponie. Im nordrhein-westfälischen Richtlinienentwurf (LWA NW, 1987a) ist die Durchführung von Grundwasser-Volluntersuchungen (MELF NW, 1977) einmal jährlich und die Durchführung von Grundwasser-Kurzuntersuchungen (MELF NW, 1977) nach Inbetriebnahme im halbjährigen Abstand vorgesehen.

1465. Der Rat empfiehlt, die aufgeführten Maßnahmen und die Art der Überwachung für alle Mineralstoffdeponien verbindlich einzuführen.

5.5.2.6 Schlußfolgerungen

1466. Mit dem Abfallgesetz von 1986 hat der Gesetzgeber als Zielsetzung die Abfallvermeidung und die Abfallverwertung vorgegeben. Das bedeutet, daß die Deponierung von unbelastetem Bauschutt, Straßenaufbruch und unbelastetem Bodenaushub zukünftig nur noch der Ausnahmefall sein kann. Ziel muß es sein, Umweltbelastungen und den Flächenverbrauch durch Mineralstoffdeponien auf ein Minimum zu reduzieren.

1467. Die entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften können nach § 3 Abs. 3 AbfG Bauschutt, Bodenaushub und Straßenaufbruch von der Entsorgung ausschließen, da dieser nach Art und Menge nicht mit den in Haushaltungen anfallenden Abfällen entsorgt werden kann. Nur durch Bindung der Gebietskörperschaften an die Entsorgungspflicht für Mineralstoffe ist eine umweltverträgliche Entsorgung zu gewährleisten, wobei es aber als zweckmäßig erachtet wird, Mineralstoffdeponien und Aufbereitungsanlagen durch private Unternehmen als beauftragte Dritte betreiben zu lassen.

1468. Mineralstoffdeponien für unbelasteten Bauschutt und Straßenaufbruch sollten in Zukunft mit Basisabdichtung und Sickerwasserfassung ausgerüstet sein. Auch bei gleicher Deponieausstattung sind belastetes und unbelastetes Material in getrennten Deponiebereichen abzulagern, um die Sickerwasserbehandlung einzugrenzen und unbelastetes Material gegebenenfalls später verwerten zu können.

1469. Zur Verminderung des erheblichen Flächenverbrauchs für Deponieraum sowie zur Schonung der Ressourcen an mineralischen Rohstoffen muß zukünftig intensiver als bisher eine Verwertung erfolgen (Abschn. 4.5.4). Nach Ansicht des Rates sind dazu folgende Wege zu beschreiten:

- Am Entstehungsort ist eine Trennung in belasteten und unbelasteten Bauschutt vorzunehmen; dies könnte durch entsprechende Auflagen in den Bau- und Abbruchgenehmigungen durchgesetzt werden.
- Unbelasteter Bauschutt ist zu Sekundärrohstoffen aufzuarbeiten und nicht zu deponieren.
- Unbelasteter Bauschutt und Bodenaushub ist nicht in Siedlungsabfalldeponien einzulagern, es sei denn, dieses Material wird für die Errichtung, den Betrieb und die Stillegung der Deponien benötigt.
- Bodenaushub sollte nicht erst zur Deponie bzw. zur Behandlungsanlage gelangen, sondern direkt über „Abfallbörsen“, die z. B. von den entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften einzurichten sind, vermarktet werden.
- Bituminöser Straßenaufbruch sollte vor Ort aufbereitet und direkt verwertet werden. Kleinere Mengen sind zu sammeln und in zentralen Behandlungsanlagen aufzubereiten. Nichtbituminöser Straßenaufbruch kann in den Brechanlagen vollständig zu Baustoffen aufbereitet werden.
- Auch Baustellenabfälle sollten aufbereitet und soweit wie möglich verwertet werden.

1470. Ein Problem, das zukünftig an Bedeutung gewinnen wird, ist die weite Verbreitung asbesthaltiger Baustoffe in bestehenden Gebäuden. Asbesthaltige Materialien sind beim Abbruch oder der Sanierung von Gebäuden und Anlagen getrennt zu erfassen und unter besonderen Vorkehrungen zu deponieren (LAGA, 1989). Keinesfalls dürfen sie Bauschuttaufbereitungsanlagen zugeführt werden, in Abfallverbrennungsanlagen verbrannt oder als Wegebaumaterial eingesetzt werden.

5.5.3 Siedlungsabfalldeponie

1471. Durch Abfallvermeidung und Abfallverwertung sowie getrennte Erfassung und Beseitigung schadstoffhaltiger Abfallanteile wird die Menge abzulagernder Siedlungsabfälle stabilisiert und deren Gehalt an gefährlichen Stoffen verringert werden. Zwar wird für Siedlungsabfälle vom Rat die Inertisierung vor der Ablagerung gefordert, wozu im wesentlichen die Verbrennung dienen kann, jedoch wird es auf Jahre hinaus noch Lücken im Netz notwendiger Hausmüllverbrennungsanlagen geben. Darüber hinaus muß für Rückstände aus Behandlungsanlagen, wie Sortieranlagen und Kompostieranlagen, sowie aus Gründen der Gewährleistung einer gesicherten Abfallbeseitigung bei Betriebsstörungen in Hausmüllverbrennungsanlagen Deponiekapazität vorhanden sein. Auch werden in begrenztem Umfang unvorbehandelte Siedlungsabfälle weiter zu deponieren sein, da es wegen zu großer Transportentfernungen nicht möglich sein wird, die gesamten Siedlungsabfälle über Verbrennungsanlagen zu leiten. Daher wird in naher Zukunft, wenn auch in abnehmendem Umfang, der Siedlungsabfalldeponierung im Gesamtentsorgungskonzept noch eine wichtige Rolle zukommen.

1472. Zur Minimierung der Emissionen von Siedlungsabfalldeponien ist es erforderlich, die Deponietechnik weiter zu entwickeln. Es ist nicht sinnvoll, Siedlungsabfälle als biochemisch umsetzbares Material einzubauen und dann einzuhausen. Jegliche Art der Abschirmung kann nur für einen begrenzten Zeitraum als sicher angesehen werden. Eine Einhausung bewirkt, daß das stoffliche Gefährdungspotential solcher Deponien nicht beseitigt, sondern langfristig konserviert wird.

Siedlungsabfalldeponien müssen daher zukünftig als gesteuerte Bioreaktordeponien errichtet werden, die eine biologische Umsetzung in einem möglichst kurzen, überschaubaren Zeitraum von maximal einigen Jahrzehnten ermöglichen, um auf diese Weise die Emissionen beherrschen und soweit wie möglich vermindern zu können; analog dazu sind die modernen Verfahren zur Abwasserreinigung anzuführen, bei denen biologische Vorgänge, die sich in der Natur über Monate erstrecken, auf nur wenige Tage reduziert werden.

1473. Die spezifischen Kosten für die Ablagerung von Abfällen auf Siedlungsabfalldeponien beliefen sich 1972 auf etwa 5 DM/t, 1980 auf 30—35 DM/t (Schwankungsbreite 17—70 DM/t) und liegen heute bei etwa 70 DM/t (Schwankungsbreite 5—120 DM/t). Diese Schwankungsbreite ergibt sich aufgrund sehr unterschiedlicher Deponiestandards und teilweise unterschiedlicher Gebühren für Bauschutt, Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle bei Ablagerung in einer Siedlungsabfalldeponie. Von dieser Praxis sollte abgegangen und eine einheitliche Gebühr für das in Anspruch genommene Deponievolumen erhoben werden. Hierbei wird davon ausgegangen, daß die Deponien gleich hohe Sicherheitsstandards aufweisen. Eine Ausnahme kann nur die Ablagerung von solchen Stoffen bilden, die schnell auf biologischem Weg zu umweltverträglichen Stoffen umgewandelt werden können.

Im Zuge immer schärferer Anforderungen an die Deponietechnik, Sickerwasserreinigung und Rekultivierungsmaßnahmen sowie einer Rücklagenbildung für eventuell erforderliche Sanierungskosten sind erhebliche Kostensteigerungen unabwendbar. Dies läßt sich dadurch verdeutlichen, daß allein für die Sickerwasserreinigung heute bereits Kosten von bis zu 150 DM/m³ genannt werden.

5.5.3.1 In Siedlungsabfalldeponien ablagerbare Abfälle

1474. Zu den in Siedlungsabfalldeponien ablagerbaren Abfällen gehören Abfälle, die mit der öffentlichen Müllabfuhr gemeinsam gesammelt und Abfälle, die getrennt gesammelt werden:

— Hausmüll: feste Abfälle aus Haushalten und Anstalten, Hotels und Gaststätten, Kantinen, Wirtschafts- und Verwaltungsgebäuden, die in die ortsüblichen Gefäße der Müllabfuhr passen

— Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall: die in Geschäftshäusern, Gewerbe- und Industriebetrieben anfallenden festen, nicht produktionsspezifischen

Tabelle 5.5.6

In Siedlungsabfalldeponien abgelagerte Abfälle Stand 1984

	t
Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll, Straßenkehricht, Marktabfälle	21 308 402
Bauschutt, Straßenaufbruch	8 809 180
Bodenaushub	6 625 918
Kompost	38 859
Aschen, Schlacken und Stäube aus Abfallverbrennungsanlagen	682 429
Öl- oder sonstige verunreinigte Böden, verbrauchte Ölbinder, chemisch verunreinigter Bauschutt	138 896
Fett-, Öl- und Benzinabscheiderinhalte, Schlamm aus Öltrennanlagen, Tank- und Anlagenreinigung, Sandfangrückstände	75 315
Schlämme aus Abwasserreinigung kommunaler Kläranlagen	1 648 387
Fäkalien, Fäkalschlamm aus Sickergruben und Hauskläranlagen	20 146
Schlämme aus Abwasserreinigung von Industrie und Gewerbe	364 407
Sonstige feste produktionsspezifische Abfälle aus Industrie und Gewerbe	3 366 802
Schlämme aus Industrie und Gewerbe	392 727
Flüssige Abfälle	1 144
Krankenhausabfälle	8 548
Sonstige Abfälle	261 611
Altreifen (Tonnen)	5 435
Autowracks (Tonnen)	278
Zusammen ...	43 768 484
darunter Sonderabfälle [1]	53 236

[1] Dies sind Abfälle, die nach der Verordnung zu § 2 Abs. 2 Abfallbeseitigungsgesetz (AbfG) in Verbindung mit § 11 Abs. 3 AbfG nachweispflichtig sind.

Quelle: Statistisches Bundesamt, 1987

Abfälle, wie Verpackungsmaterial, Heizungsrückstände, Büroabfälle

— Sperrmüll: Abfälle, die wegen ihrer Sperrigkeit nicht in die bei der Müllabfuhr üblichen Behälter passen und bei der Hausmüllabfuhr nicht abgeholt werden

— Straßenkehricht, belasteter Bodenaushub, belasteter Bauschutt, Baustellenabfälle, Marktabfälle, Rechengut, Sandfanggut, Klärschlamm (soweit nicht Sonderabfall und ausreichend entwässert).

1475. Die in Siedlungsabfalldeponien abgelagerten Abfälle beliefen sich 1984 auf 43,77 Mio. t. Tabelle 5.5.6 gibt einen Überblick über Art und Menge der in Siedlungsabfalldeponien abgelagerten Abfälle (Stand 1984). Es wird deutlich, daß es sich nur bei etwa 50% dieser Abfälle tatsächlich um Siedlungsabfälle handelt. Die Tabelle belegt, daß nachweisbar auch Sonderabfälle in Siedlungsabfalldeponien abgelagert werden.

1476. Die Zulassung eines Abfalls zur Ablagerung in einer Siedlungsabfalldeponie obliegt bisher ausschließlich dem Deponiebetreiber oder der nach Landesrecht zuständigen Körperschaft des öffentlichen Rechts. Die Zulässigkeit der Ablagerung ist in der Regel über Negativkataloge vom Deponiebetreiber festgelegt.

Nach dem Entwurf einer Richtlinie des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA NW, 1987b) sollen für Siedlungsabfalldeponien Abfälle, bei denen es sich weder um Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle noch um Klärschlamm handelt, nur dann zugelassen werden, wenn die Eluate dieser Abfälle den in Tabelle 5.5.7 genannten Anforderungen genügen; diese Anforderungen entsprechen denjenigen an die Einleitung von Abwässern in die Kanalisation. Die derzeitigen Diskussionen zielen auf eine bundesweite Übernahme dieser nordrhein-westfälischen Zuordnung. Eine bundeseinheitliche Festlegung wird von der TA Abfall erwartet.

1477. Von den 1984 in der Bundesrepublik Deutschland betriebenen 3 118 Deponien waren 385 Siedlungsabfalldeponien, oft auch als Hausmülldeponien bezeichnet. Das für die Verfüllung zur Verfügung stehende Restvolumen wurde für Siedlungsabfalldeponien zu 566,426 Mio. m^3 (Stand 31. Dezember 1984) ermittelt und hätte somit bei unverändertem Abfallaufkommen etwa 13 Jahre, entsprechend bis Ende 1997 gereicht. Die Deponiekapazitäten sind regional jedoch sehr unterschiedlich, so daß es mancherorts bereits seit Jahren an ausreichendem Deponieraum fehlt.

1478. Ausgehend von einer durchschnittlichen Deponiehöhe von 20 m und einer Dichte des eingebauten Abfalls von ca. 1,5 t/m^3 errechnet sich der jährliche Flächenverbrauch zu 1,46 km^2.

1479. Das Aufkommen an Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, Sperrmüll, Straßenkehricht und Marktabfällen ist in den letzten Jahren relativ konstant geblieben (Abschn. 3.2.1). Die in Siedlungsabfalldeponien abzulagernden Abfälle werden sich zukünftig wesentlich reduzieren, da unbelasteter Bauschutt und unbelasteter Bodenaushub, die bisher einen erheblichen Anteil der auf Siedlungsabfalldeponien verbrachten Stoffe ausmachten, nicht mehr deponiert werden sollen (Abschn. 5.5.2.6; Tz. 885, 1456).

Die Entwicklung der in Siedlungsabfalldeponien abzulagernden Abfallmengen ist weiterhin abhängig von

— der Durchsetzung von Vermeidungsstrategien,

Tabelle 5.5.7

Zulässige Konzentrationen von Inhaltstoffen in Eluaten von Abfällen bzw. löslicher Anteil pro kg Abfall (bezogen auf Trockensubstanz) — Deponieklasse 3: Deponie für Siedlungsabfälle

1.	ph-Wert	5,5—12,0			
2.	Leitfähigkeit	*)			
3.	CSB	*)			
4.	Fischtest	*)			
5.	Polyzyklische Aromaten (PAK)	0,005	mg/l	0,05	mg/kg
6.	Gesamtphenol (Phenolindex)	20,0	mg/l	200	mg/kg
7.	Kohlenwasserstoffe	100,0	mg/l	1000	mg/kg
8.	EOX (Cl)	1,0	mg/l	10	mg/kg
9.	Antimon	1,0	mg/l	10	mg/kg
10.	Arsen	1,0	mg/l	10	mg/kg
11.	Barium	5,0	mg/l	50	mg/kg
12.	Beryllium	0,05	mg/l	0,5	mg/kg
13.	Blei	2,0	mg/l	20	mg/kg
14.	Bor	10,0	mg/l	100	mg/kg
15.	Cadmium	0,5	mg/l	5	mg/kg
16.	Chrom gesamt	10,0	mg/l	100	mg/kg
17.	Chrom-VI	*)			
18.	Eisen (gelöst)	*)			
19.	Kobalt	2,0	mg/l	20	mg/kg
20.	Kupfer	10,0	mg/l	100	mg/kg
21.	Mangan	*)			
22.	Nickel	10,0	mg/l	100	mg/kg
23.	Quecksilber	0,05	mg/l	0,5	mg/kg
24.	Selen	0,5	mg/l	5	mg/kg
25.	Silber	0,5	mg/l	5	mg/kg
26.	Thallium	2,0	mg/l	20	mg/kg
27.	Vanadium	2,0	mg/l	20	mg/kg
28.	Zink	10,0	mg/l	100	mg/kg
29.	Zinn	10,0	mg/l	100	mg/kg
30.	Fluorid (F^-)	20,0	mg/l	200	mg/kg
31.	Ammoniak (N)	*)			
32.	Chlorid (Cl^-)	*)			
33.	Cyanide gesamt (CN^-)	20,0	mg/l	200	mg/kg
34.	Cyanide leicht freisetzbar (CN^-)	2,0	mg/l	20	mg/kg

*) Für die Beurteilung einer Zulassung auf Deponie Klasse 3 nicht relevant

Quelle: LWA NW, 1987b

— der Erhöhung der Verwertungsrate bei Wertstoffen aus Hausmüll und Gewerbeabfällen,

— der Klärschlammunterbringung auf landwirtschaftlichen Flächen,

— dem Ausbau der Kapazitäten der Hausmüllverbrennungsanlagen sowie

— der Zulassung zur Ablagerung (Eluatanalysen).

5.5.3.2 Deponiestandort

1480. Die Wahl des Deponiestandortes in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Gegebenheiten und der Lage zur Wohnbebauung hat entscheidenden Einfluß auf die Beherrschbarkeit von Emissionen und die Akzeptanz in der Bevölkerung. Rechtliche und politische Gründe beeinflussen die Standortwahl heute mehr denn je. Ökonomische Aspekte, wie Verkürzung der Transportwege, sind dagegen von untergeordneter Bedeutung.

1481. Folgende Mindestanforderungen sollten an einen Standort für Siedlungsabfalldeponien gestellt werden:

— Sie sollten außerhalb eines wasserwirtschaftlich zu schützenden Gebietes liegen (festgesetzte oder geplante Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebiete, im Gebietsentwicklungsplan festgelegte Bereiche für die Wasserwirtschaft) (LWA NW, 1987b).

— Die Deponieaufstandsfläche muß mindestens 1 Meter über der höchsten zu erwartenden Grundwasseroberfläche bzw. Grundwasserdruckfläche liegen (LWA NW, 1987b).

— Wegen Staub-, Geruchs- und Lärmbelästigungen sollte ein Mindestabstand von 500 m zur nächsten Wohnbebauung eingehalten werden (MURL NW, 1990).

Detaillierte Angaben bezüglich der Anforderungen an den Standort für Siedlungsabfalldeponien finden sich unter anderem im Prüfungskatalog zur Bestimmung von Deponiestandorten für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (HLfU, 1986).

5.5.3.3 Deponieabdichtungssysteme

1482. Bundeseinheitliche Vorschriften bezüglich Gestaltung und Betrieb von Deponien fehlen bis heute. Merkblätter der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), die jedoch nur empfehlenden und keinen rechtsverbindlichen Charakter haben, und Erlasse einzelner Bundesländer sind die gegenwärtige Grundlage für die anzuwendende Deponietechnik. Erst die in Arbeit befindliche TA Abfall wird bundesweit geltende Anforderungen an die Ablagerung von Siedlungsabfällen nach dem Stand der Technik festlegen.

1483. Die Ausstattung von Siedlungsabfalldeponien in der Bundesrepublik Deutschland ist in Tabelle 5.5.8 dargestellt.

Tabelle 5.5.8

Ausstattungsmerkmale und technische Einrichtungen von Siedlungsabfalldeponien (hier Hausmülldeponien genannt)

Ausstattungsmerkmale und technische Einrichtungen	Anlagen mit Ausstattungsmerkmalen und technischen Einrichtungen									
	1977		1980		1982		1984		1987[1])	
	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
Hausmülldeponien zusammen	1 355	*100*	530	*100*	439	*100*	385	*100*	332	*100*
und zwar mit:										
Abdichtung gegen Grundwasser	538	*39,7*	303	*57,2*	291	*66,3*	298	*77,4*	282	*84,9*
Sickerwasserbehandlung	203	*15,0*	258	*48,7*	290	*66,1*	300	*77,9*	281	*84,6*
Entgasung durch besondere Einrichtungen	46	*3,4*	119	*22,5*	160	*36,4*	194	*50,4*	204	*61,4*
Abschnittsweiser Rekultivierung	932	*68,8*	445	*84,0*	373	*85,0*	343	*89,1*	294	*88,6*
Auslese von Altmetallen	78	*5,8*	79	*14,9*	88	*20,0*	118	*30,6*	116	*34,9*
Auslese von Altpapier	7	*0,5*	30	*5,7*	36	*8,2*	66	*17,1*	66	*19,9*
Auslese von Glas	9	*0,7*	34	*6,4*	44	*10,0*	60	*15,6*	68	*20,5*
Auslese von anderen Altstoffen	45	*3,3*	19	*3,6*	28	*6,4*	46	*11,9*	66	*19,9*

[1]) Vorläufiges Ergebnis

Quelle: KESTEN, 1989

Heute werden neue Deponien und neue Deponieabschnitte für Siedlungsabfälle nur noch genehmigt mit Basisabdichtung, Sickerwasserfassung, Gasfassung mit Verbrennung oder Verwertung sowie einer Rekultivierung. Die Rekultivierung der Deponie ist jedoch nicht gleichbedeutend mit einer Oberflächenabdichtung. Diese hat sich bisher noch nicht allgemein durchgesetzt.

Aussagen zur Lebensdauer von Oberflächen- und Basisabdichtungssystemen können noch nicht getroffen werden, da diese noch nicht lange im Einsatz sind.

5.5.3.3.1 Basisabdichtungssysteme

Basisabdichtung

1484. An die Beschaffenheit einer Basisabdichtung werden heute insbesondere folgende Anforderungen gestellt:

— Beständigkeit gegen Sickerwasserinhaltsstoffe, Deponieauflastund Setzungen

— Dichtigkeit gegenüber Sickerwasser

— hohe Lebensdauer

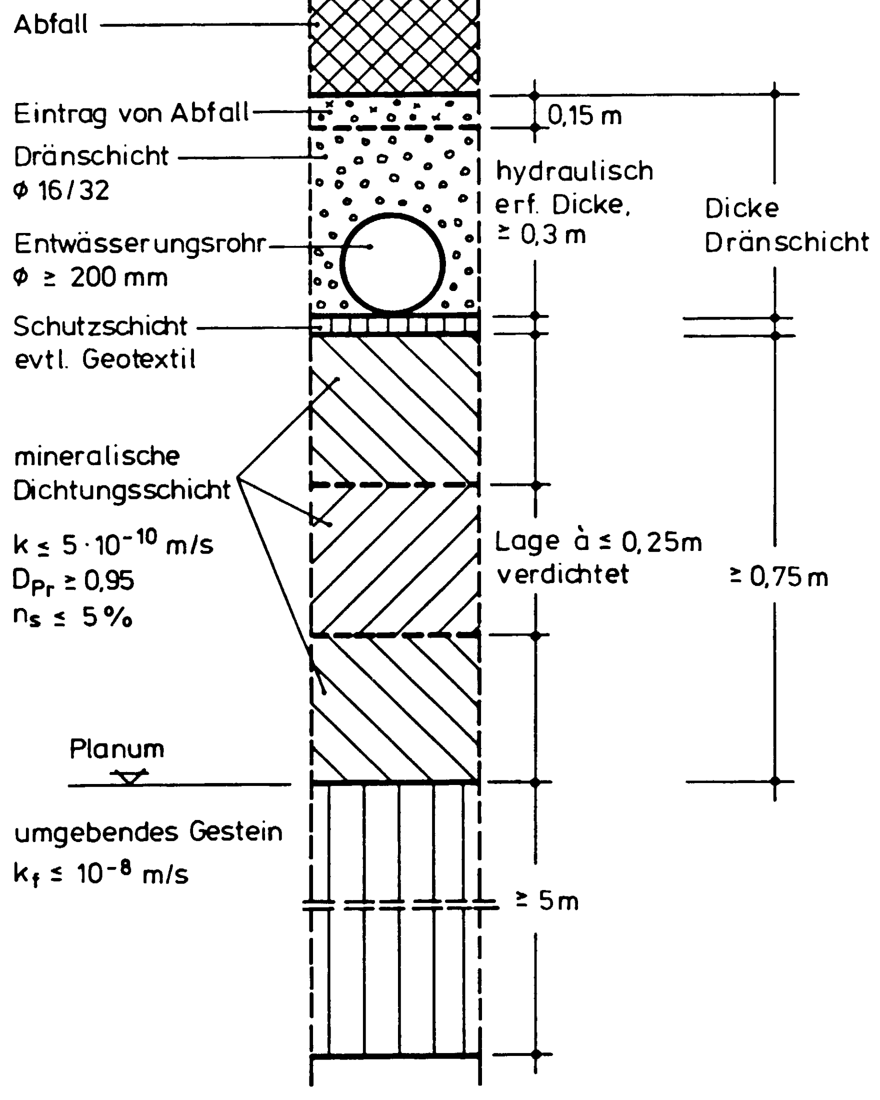
— Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit.

1485. Die Abdichtung kann durch eine mineralische Dichtung allein oder durch eine mineralische Dichtung in Kombination mit einer künstlichen Dichtung erfolgen.

Künstliche Dichtungen bestehen in der Regel aus an Ort und Stelle verschweißten Dichtungsbahnen aus geeigneten Kunststoffen (HDPE). Sie können ihre Festigkeits- und Dichtigkeitseigenschaften durch Einwirkung von Säuren, Laugen oder Lösemitteln verlieren. Sie haben dagegen den Vorteil, so lange sie unbeschädigt sind, den Durchtritt von Wasser zu verhindern. Weitere Vorteile sind die industrielle Herstellung mit reproduzierbaren Eigenschaften und eine

Abbildung 5.5.1

Beispiel eines mineralischen Basisabdichtungssystems für Siedlungsabfalldeponien



Quelle: MU Nds., 1988

hohe Chemikalienbeständigkeit. Es sollen nur zugelassene Materialien eingesetzt werden.

1486. Mineralische Dichtungen bestehen aus Bodenmaterial mit hohen Ton- und Feinschluffanteilen oder zum Beispiel aus mit Bentonit aufbereitetem und nachverdichtetem Bodenmaterial mit einem Durchlässigkeitsbeiwert (k_f) von $\leq 5 \times 10^{-10}$ m/s (MU Nds., 1988). Als Mindestdicke wird in der Regel 0,60—0,75 m verlangt (Abb. 5.5.1). Mineralische Dichtungen können den Sickerwasser- oder Stoffdurchtritt nur minimieren, nicht aber verhindern. Diese Art Dichtungen galten bis vor kurzem als Stand der Technik, obwohl bekannt ist, daß sie einerseits nur eine retardierende Wirkung haben und sich der Durchlässigkeitsbeiwert andererseits nur auf Wasser, nicht aber auf Lösemittel bezieht. Versuche von FERNANDEZ und QUIGLEY (1985) haben gezeigt, daß durch Chemikalieneinwirkungen reversible k_f-Wert-Veränderungen bis über 4 Zehnerpotenzen möglich sind. Mineralische Dichtungen verlieren aufgrund ihrer Selbstheilungseigenschaften bei Rißbildung dennoch nicht an Bedeutung.

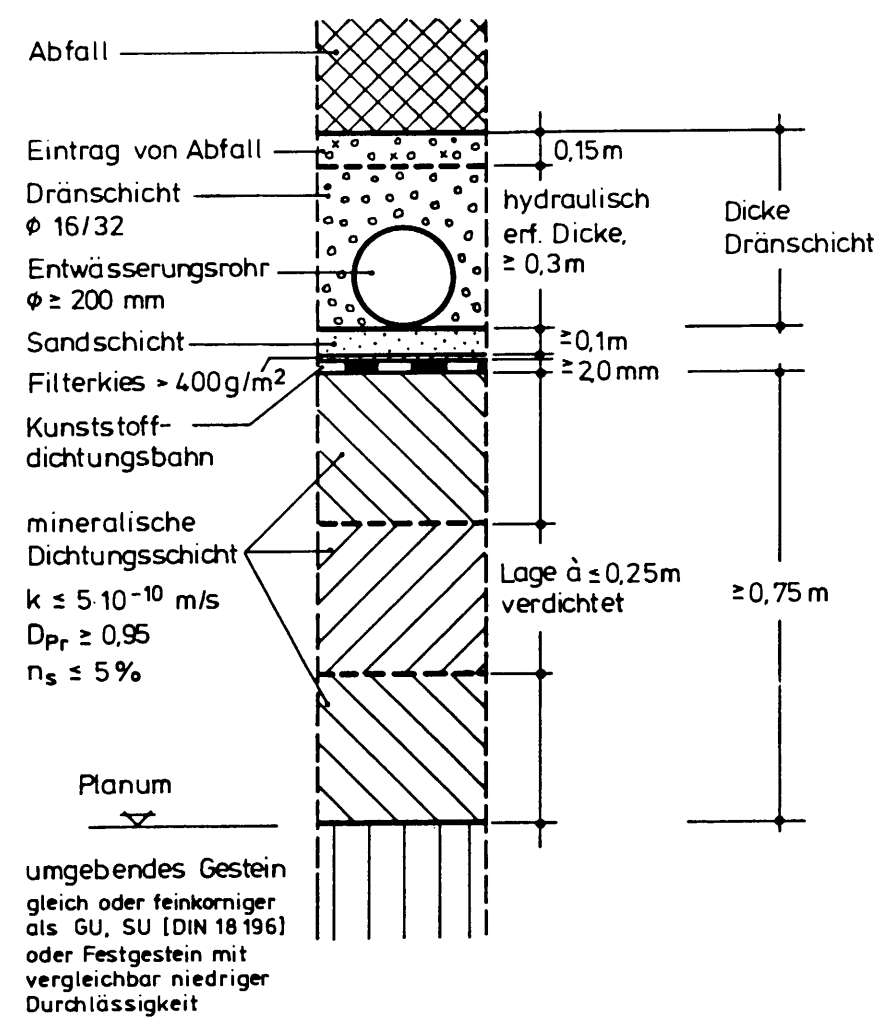
Ein naturdichter Untergrund stellt eine mineralische Dichtung dar. Dennoch ist auch bei einem mehrere Meter mächtigen naturdichten Untergrund zur Erzielung einer gleichmäßigen Beschaffenheit eine zusätzliche dreischichtige mineralische Dichtung aufzubringen.

1487. Steht kein naturdichter Untergrund an, ist eine Kombination einer mineralischen Dichtung mit einer Kunststoffdichtungsbahn einzubauen. Hierzu wird bevorzugt das System der Kombinationsdichtung eingesetzt.

Die Kombinationsdichtung wird durch das Auflegen einer Kunststoffolie direkt auf eine mineralische Dichtungsschicht erstellt (Abb. 5.5.2). Als Vorteile der Kombinationsdichtung nennt HILLEBRECHT (1986) die Bildung einer Preßverbindung zwischen der mineralischen Dichtung und der Kunststoffdichtung, deren Dichtwirkung in der Kombination einem k_f-Wert = 0 entspricht. Über die Auflast entsteht eine Verbunddichtung, die bei einem Schaden in der Kunststoffdichtung keine Strömungs- oder Ausbreitungsvor-

Abbildung 5.5.2

Beispiel eines Basisabdichtungssystems mit Kombinationsdichtung für Siedlungsabfalldeponien



Quelle: MU Nds., 1988

gänge zwischen den Dichtungselementen zuläßt, so daß ein möglicher Schadstoffaustrag auf den Schadstellenpunkt beschränkt bleibt und durch die mineralische Basisabdichtung an einem Übergang in den Untergrund gehindert wird. Es besteht jedoch die Gefahr der Austrocknung der mineralischen Dichtung unter der Kunststoffdichtung, wenn der Grundwasserspiegel tief liegt.

Sickerwasserfassung

1488. Mit der Basisabdichtung ist die Notwendigkeit einer Sickerwasserfassung verbunden. Als Stand der Technik und als notwendige Anforderungen an Entwässerungssysteme gelten durch selbstfahrende Kameras kontrollierbare Systeme und spülbare Systeme.

Zur Sicherung der hydraulischen Wirksamkeit der Sickerwasserfassung ist eine Profilierung der Deponiesohle vorzunehmen. Entwässerungsleitungen müssen nach Abklingen der Setzungen des Untergrundes ein ausreichendes Gefälle aufweisen. Es werden Werte zwischen 1,5 und 4 % diskutiert (HILLEBRECHT, 1986; MU Nds., 1988). Die Entwässerungsleitungen münden am Deponiefeldrand in Sammelschächte, von denen aus das Sickerwasser in ein Ringleitungssystem abgeleitet wird. Von diesen Schächten aus werden die turnusmäßigen Kontrollen und Spülungen der Leitungen durchgeführt (Abschn. 5.5.3.5.3).

1489. Wichtig erscheint in diesem Zusammenhang die Forderung von STIEF (1985a) nach einer hydraulischen Trennung von Teilflächen der Gesamtdeponie: „Zum einen ist es denkbar, daß innerhalb einer Zentraldeponie Monodeponien für Abfälle mit eindeutiger Sickerwasserzusammensetzung angelegt werden können, wenn die hydraulische Trennung von anderen Deponiebereichen gelingt. Zum anderen können durch die hydraulische Trennung sowohl Änderungen in der Deponietechnik (Entscheidungen hinsichtlich der Deponierbarkeit von Abfällen, Verminderung der Auslaugbarkeit abgelagerter Abfälle) als auch Verbesserungen der Dichtungssysteme besser berücksichtigt werden, als wenn die gesamte Deponiefläche eine hydraulische Einheit ist."

5.5.3.3.2 Oberflächenabdichtungssysteme

Oberflächenabdichtung

1490. Nach Abschluß eines Deponiefeldes wird zur Verminderung des Papierfluges und zur Verbesserung der Rekultivierbarkeit eine obere Abdeckung aus Bodenaushub oder im Regelfall durch feineren Bauschutt hergestellt. Durch diese bisher übliche Maßnahme werden die wesentlichen Deponieemissionen Sickerwasser und Deponiegas nur minimal vermindert.

1491. Erst durch eine obere Abdichtung wird eine Minimierung von Emissionen (bessere Gasfassung, Minimierung des Eintritts von Niederschlag) erreicht. Oberflächenabdichtungssysteme werden vom Rat als unverzichtbares Element angesehen.

Für Oberflächenabdichtungen werden gefordert (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1988):

- Oberflächenwasserzutritt zum Deponiekörper muß durch Ableiten und Speichern des Oberflächenwassers vermieden werden. Deponiegas ist zu fassen, um diffuse Gasaustritte zu verhindern.
- Das Dichtungssystem muß eine ausreichend hohe Methankonzentration gewährleisten, um bei ausreichender Sicherheit gegen Explosionsgefahren genügend Gas ableiten zu können.
- Die Oberflächendichtung muß gegen Setzungen unempfindlich sein.
- Stand-, Erosions- und Frostsicherheit sowie Austrocknungsunempfindlichkeit müssen gewährleistet werden.
- Die Oberflächenabdichtung muß eine Rekultivierung der Deponie ermöglichen.
- Das System muß kontrollierbar, reparierbar und/oder erneuerbar sein.

Die auf die obere Abdichtung wirkenden biologischen, physikalischen und chemischen Beanspruchungen sind in Tabelle 5.5.9 zusammengefaßt.

1492. Wie bei den Basisabdichtungen bietet sich auch für Oberflächenabdichtungen die Möglichkeit einer ausschließlich mineralischen Dichtung oder deren Kombination mit Kunststoffdichtungsbahnen an. Die Kombinationsdichtung, exemplarisch dargestellt in Abbildung 5.5.3, stellt die wirksamste Dichtungstechnik dar, wie in vergleichenden Untersuchungen von URBAN (1987) festgestellt wurde. Eine mineralische Dichtung allein kann nicht als ausreichend angesehen werden, da diese nicht gasdicht ist. Zusätzliche Einrichtungen zur Rückführung von Sickerwasser unter die Abdichtung in den Deponiekörper sollten vor-

Tabelle 5.5.9

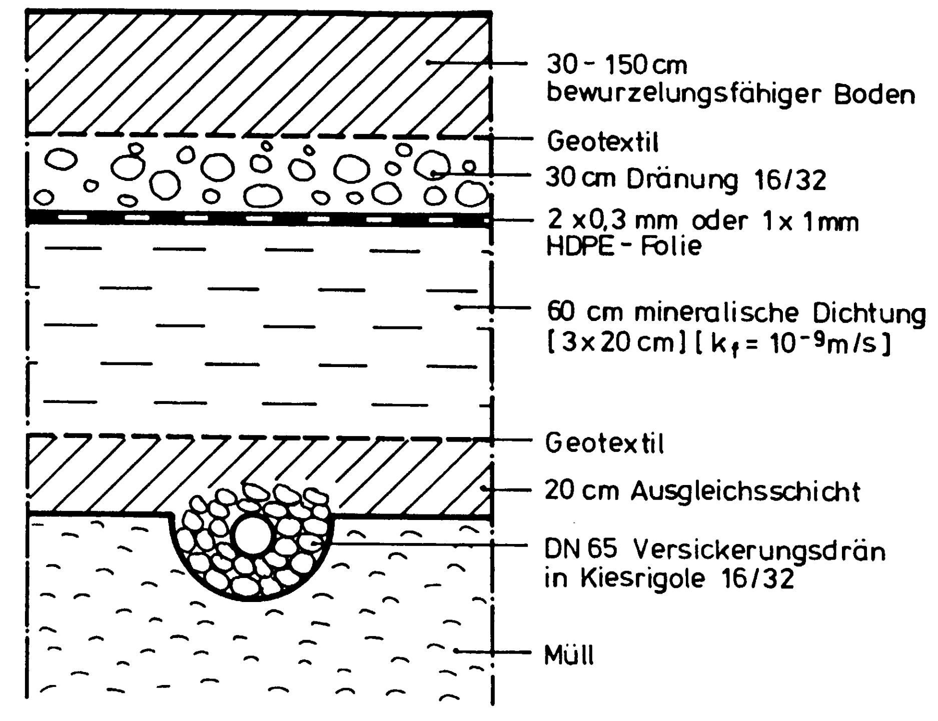
Beanspruchungen der Oberflächenabdichtung

- Biologische Beanspruchungen
  - mikrobieller Abbau
  - Lochfraß durch nagende und grabende Tiere
  - Durchwurzelung
- Physikalische Beanspruchungen
  - Temperatur
  - UV-Strahlung
  - hydraulische Gradienten
  - Gasdruckgradienten
  - Permeationsgradienten
  - mechanische Kräfte
- Chemische Beanspruchungen
  - Deponiegas
  - Deponieflüssigkeit
  - Gaskondensat

Quelle: GÜNTHER, 1988

Abbildung 5.5.3

Kombinationsdichtung als Oberflächenabdichtung für Siedlungsabfalldeponien



Quelle: SRU, nach DOEDENS und THEILEN, 1988

gesehen werden, um den Abfall mit der für eine schnelle Stabilisierung notwendigen Wassermenge zu versorgen und den Transport von Nährstoffen sicherzustellen (Tz. 1544 und 1546).

1493. Um eine ausreichende Oberflächenentwässerung zu gewährleisten und Setzungen vorzubeugen, sollte die Dichtung mit einer Mindestneigung von 2 % zur Deponieaußenkante eingebaut werden, die auch nach Abschluß der Setzungen erhalten bleiben muß. Zur besseren Entwässerung der Oberfläche kann diese ähnlich wie bei der Basisdichtung mit einem Dachprofil mit etwa 5 % Gefälle ausgestattet werden. Das sich auf der oberen Abdichtung sammelnde Wasser wird in Randgräben über kiesummantelte Dränleitungen auf der Deponieoberfläche gefaßt und kann ohne Behandlung in einen Vorfluter geleitet werden. Die Dicke des bewurzelungsfähigen Rekultivierungsbodens sollte je nach dem angestrebten Bewuchs 0,3 bis 1,5 m betragen.

Eine Dichtung der Böschungen nach dem oben beschriebenen Verfahren ist schwierig, da eine solche Dichtung abrutschen würde. Es wird daher empfohlen, die obere Abdeckung der Böschungen mit möglichst bindigem Material in einer Dicke von > 0,3 m vorzunehmen, um so den Wassereintritt zu minimieren. Zur besseren Rekultivierung einer Hochdeponie geben BOLL et al. (1988) eine teilweise Folienabdichtung der Randwälle vor. Dies führt zudem zu geringerer Einsickerung von Niederschlagswasser und zu einer besseren Gasfassungsrate.

Gasfassung

1494. Entgasungsmaßnahmen werden auf den heute betriebenen großen Deponien ohne gesteuerte biologische Umsetzung zumindest in den ersten 20 bis 30 Jahren nach Abschluß einzelner Abschnitte erforderlich. Wird eine Gasfassung durchgeführt, so kann auf eine anschließende Behandlung des Gases nicht verzichtet werden.

Die Aufgaben der Gasfassung sind (WEBER, 1990):

— Minimierung von Geruchsemissionen

— Verhinderung der Gasmigration aus dem Deponiebereich hinaus

— Verhinderung der Gasmigration in Gebäude hinein (Explosionsschutz)

— Verringerung oder Verhinderung von Vegetationsschäden an Rekultivierungspflanzungen

— Erfassung des Deponiegases für die Behandlung und Nutzung.

1495. Die Deponieentgasung kann durch Eigendruck des sich bildenden Gases (passiv) oder durch eine Zwangsentgasung, d. h. Aufbringung eines Unterdruckes (aktiv), erfolgen. Die Zwangsentgasung stellt den Regelfall dar. Bei Entgasung unter Eigendruck ist die Gefahr unkontrollierter Gasaustritte größer als bei der Zwangsentgasung. Eine Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile dieser Systeme ist in

der Informationsschrift Deponiegas der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA, 1984) zu finden.

1496. Es wird zwischen horizontalen und vertikalen Entgasungssystemen unterschieden. Horizontale Entgasungssysteme haben den Vorteil, daß bereits während des Deponieaufbaus die Möglichkeit der Gasfassung besteht. Damit können die besonders in der Anfangsphase sehr intensiven Geruchsemissionen des Schüttbereiches vermindert werden. Nachteilig sind statische Probleme der Entgasungsleitungen und durch Sackungen bedingte Wassersäcke, die teilweise zu gasundurchlässigen Bereichen führen.

In der Bundesrepublik wurden bisher überwiegend vertikale Systeme zur Deponieentgasung eingesetzt. Nachteilig sind statische Probleme durch Verschiebungen des Deponiekörpers sowie Sackungen des Deponiekörpers, wodurch es zur Zerstörung der Schächte kommen kann. Abhilfe schaffen hier neu entwickelte Teleskopschächte.

5.5.3.4 Deponieemissionen

1497. Sickerwasser und gasförmige Emissionen, verbunden mit Gerüchen, sind die für die Umwelt relevantesten Emissionen, die von Deponien ausgehen. Darüber hinaus führt der Deponiebetrieb selbst zu Belästigungen durch Lärm, Papierflug, Staubverwehungen, Ungeziefer und Lästlinge.

1498. In einer Siedlungsabfalldeponie finden biochemische, chemische und physikalische Reaktionen statt, wobei die biochemischen Umsetzungsprozesse den stärksten Einfluß auf die Beschaffenheit der Emissionen haben. Der biologische Abbau erfolgt in mehreren Phasen (Abb. 5.5.4).

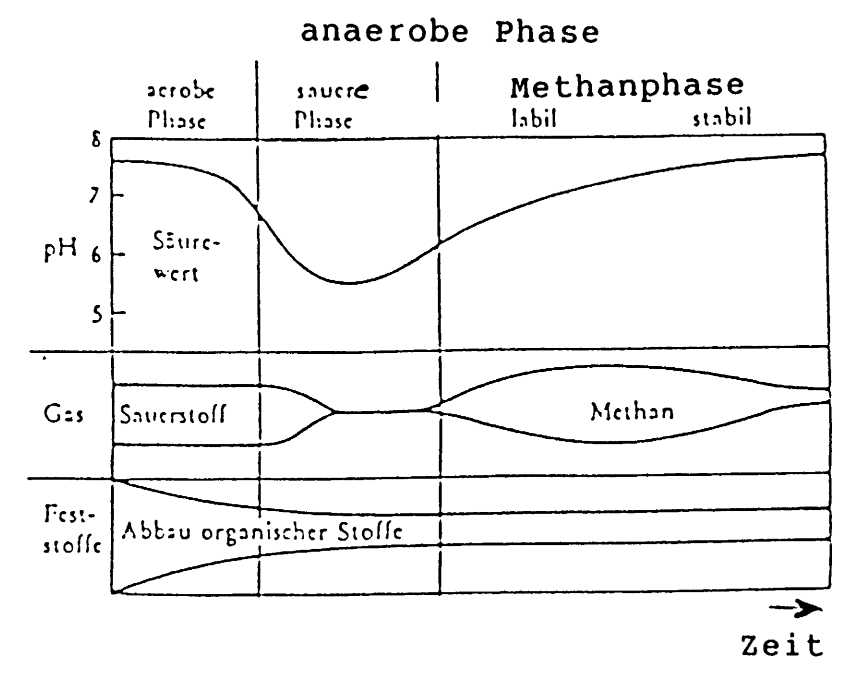
Für eine relativ kurze Phase nach der Ablagerung kommt es zunächst zu aeroben Abbauprozessen. Nachdem der im Deponiekörper enthaltene Luftsauerstoff verbraucht ist, erfolgt der weitere Abbau unter anaeroben Bedingungen. In der sauren Phase werden als Zwischenprodukte große Mengen organischer Säuren gebildet, die in der Methanphase zu Methan und Kohlendioxid abgebaut werden. Das entstehende Deponiegas enthält weiterhin Beimengungen von Spurengasen, die mit den angelieferten Abfällen auf die Deponie gelangen oder Produkte chemischer bzw. biochemischer Reaktionen sind.

Sowohl die aeroben als auch die anaeroben Abbauprozesse erfordern Feuchtigkeit; der optimale Wassergehalt beträgt etwa 40%. Dieses Wasser gelangt zum einen über die Abfälle selbst, zum anderen durch Niederschlagswasser in den Deponiekörper. Infiltriertes Niederschlagswasser ist das Transportmedium für wasserlösliche und mit Wasser mischbare Abfallbestandteile sowie für Produkte chemischer und biochemischer Reaktionen, wodurch mehr oder weniger stark verunreinigtes Sickerwasesr entsteht.

1499. Sickerwasserbeschaffenheit, Gasbildung und Wasserhaushalt einer Deponie sind gekoppelte Größen. Durch die Technik des Deponiebetriebes sind die Art und Intensität der biochemischen Abbauvorgänge und damit die zeitliche Dauer der einzelnen Abbauphasen zu beeinflussen.

Abbildung 5.5.4

Zeitliche Entwicklung der pH-Werte, der Gaszusammensetzung und der Gehalte an organischen Feststoffen in einer Siedlungsabfalldeponie



Quelle: FÖRSTNER, 1988, verändert

5.5.3.4.1 Deponiesickerwasser

1500. Für Abwasser, das gefährliche Stoffe enthält, wird aufgrund § 7a WHG eine Abwasserbehandlung nach dem Stand der Technik gefordert, was eine ständige Verbesserung durch immer aufwendigere und sicherere Verfahrenstechnik bedeutet. In der aufgrund § 7a WHG erlassenen Abwasserherkunftsverordnung vom 3. Juli 1987 ist auch Abwasser aus „Verwertung, Behandlung, Lagerung, Umschlag und Ablagerung von Abfällen und Reststoffen ..." genannt. Unter diesen Bereich fällt also auch das Sickerwasser, obwohl es hier nicht expressis verbis angeführt worden ist. Eine Einleitung von unvorbehandeltem Sickerwasser in kommunale Kläranlagen — bisher noch der häufigste Fall — ist bei Neuanlagen nicht mehr zulässig.

1501. Die im 51. Anhang der Allgemeinen Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Rahmen-AbwasserVwV) (GMBl. 1989, Nr. 25, S. 517—527) festgeschriebenen Anforderungen an die Sickerwassereinleitung (Direkt- und Indirekteinleitung) sind in Tabelle 5.5.10 aufgeführt. Es wird dabei unterschieden zwischen Anforderungen nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik für die Parameter biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Ammonium-Stickstoff (NH_4-N) und Anforderungen nach dem Stand der Technik für die als gefährliche Stoffe anzusehenden adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX), Schwermetalle und abfiltrierbaren Stoffe. Weiterhin wird die Fischtoxizität mit einbezogen. Die Anforderungen nach dem Stand der Technik werden für Direkt- und Indirekteinleitungen erhoben; Anforderungen nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik werden, mit Ausnahme einer Sonderregelung für CSB, nur für Direkteinleitungen angesetzt (DOEDENS, 1989a).

1502. Für Deponiesickerwasser bietet sich eine Behandlung in einer Deponiekläranlage bis zur Direkteinleitung oder eine Vorbehandlung in einer Deponiekläranlage zur Indirekteinleitung in eine kommunale oder industrielle Kläranlage an.

Als Anforderungsniveau gilt sowohl für die Direkt- als auch für die Indirekteinleitung nach § 7a WHG der Stand der Technik. Die Praxis hat gezeigt, daß so hohe Anforderungen für die Indirekteinleitung gestellt werden, daß nur noch geringe Unterschiede zur Direkteinleitung bestehen.

Tabelle 5.5.10

Anforderungen an Sickerwassereinleitungen nach dem 51. Anhang der Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift im Vergleich zu Indirekteinleiterverordnungen einiger Bundesländer

		51. Anhang Rahmen-AbwasserVwV			Indirekteinleiter VO Bayern, NRW usw. (1985)
		Direkteinleitung		Indirekteinleitung	
CSB	mg/l	150	200[1]	400[2]	—
BSB_5	mg/l	20	20	—	—
Chlorid	mg/l	—	—	—	—
abf. St.	mg/l	20	20*	20*	—
ges. N		—	—	—	—
NH_4-N	mg/l	10	50	—	—
NO_3-N	mg/l	—	—	—	—
NO_2-N	mg/l	—	—	—	—
Blei	µg/l	—	500*	500*	200
Cadmium	µg/l	—	100*	100*	20
Chrom	µg/l	—	500*	500*	200
Kupfer	µg/l	500*	500*	500*	300
Nickel	µg/l	500*	500*	500*	200
Quecksilber	µg/l	50*	50*	50*	5
Selen	µg/l	1 000*	—	—	—
Zink	µg/l	2 000*	2 000*	2 000*	—
Zinn	µg/l	2 000*	—	—	—
AOX	µg/l	500*	500*	500*	500
Fischgift	G_f	2*	2*	2*	—

* Anforderungen nach dem Stand der Technik

[1]) bei $CSB_{roh} > 4\,000$ mg/l $\eta_{CSB} > 95\,\%$

[2]) < 400 mg/l CSB oder $\eta_{CSB} > 75\,\%$

Quelle: DOEDENS, 1989a, verändert

Tabelle 5.5.11

Vergleich der mit den verschiedenen Verfahrenskombinationen nach dem Stand der Technik erreichbaren Ablaufwerte im Vergleich mit den Grenzwerten des 51. Anhangs der Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift (hier AbwVwV)

Parameter		Sickerwasser roh üblicher Bereich	Nitri.-Deni. vorgesch./ Flockung m. $FeClSo_4$/ Adsorption		Umkehrosmose CF = 5		Nitri.-Deni. Umkehrosmose		Anford. 51. Anh. AbwVwV Direkteinleitung
			A-Kohle 5 g/l	A-Kohle 20 g/l	1 st. pH 6,8	2 st. ph 6,8	1 st. pH 6,8	2 st. ph 6,8	
CSB	mg/l	1 000—60 000	750[1])	200[1])	<100	< 20	< 50	< 10	200
BSB_5	mg/l	50—40 000	< 10	< 10	< 30	< 10	< 10	< 2	20
TKN	mg/l	500— 5 000	110	80	400[1])	50[1])	< 20	< 5	—
NH_4-N	mg/l	400— 4 000	< 5	< 5	360[1])	40[1])	< 5	< 1	50
NO_3-N	mg/l	<10	400	400	< 5	< 2	35	< 5	—
NO_2-N	mg/l	< 1	< 2	< 2	< 1	< 1	< 1	< 1	—
AOX	µg/l	300— 4 000	550	300	<800[2])	<200[2])	<500[2])	< 50[2])	500
Cl-	mg/l	500— 5 000	3 500	3 500	300	100	300	100	—
Fischgiftigkeit		?	?	?	< 2	< 1	< 2	< 1	2

[1]) Ablaufwert in Laboranlagen ermittelt, in der Großtechnik evtl. verbesserbar
[2]) AOX-Ablaufwert bei Umkehrosmose von der Molekülgröße abhängig

Quelle: DOEDENS, 1989a

1503. Grundsätzlich sind folgende Verfahrenstechniken für Deponiesickerwässer in einer Behandlungskette denkbar:

- Sickerwasserkreislaufführung in Kombination mit dem Einbau einer aeroben Basisschicht und Dünnschichteinbau (Abschn. 5.5.3.5.1 und 5.5.3.5.2)
- biologische Verfahren
  - aerobe Verfahren mit Nitrifikation und Denitrifikation
  - kombinierte anaerobe/aerobe Verfahren
- chemisch-physikalische Verfahren
  - Fällung/Flockung
  - Adsorption
- chemische Oxidation
- Umkehrosmose
- Eindampfung und Trocknung.

Eine Behandlung des Sickerwassers bis zu den derzeit diskutierten Grenzwerten ist nur in Kombination der genannten Verfahren möglich. Erreichbare Konzentrationen sind in Tabelle 5.5.11 zugesammengestellt.

1504. Es handelt sich bei den Anforderungen des 51. Anhangs der Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift um Mindestanforderungen. DOEDENS (1989a) warnt vor einer weiteren unkritischen Verschärfung über diese Mindestanforderungen hinaus, da in der Bundesrepublik Deutschland zur Zeit noch keine Sickerwasserkläranlage existiert, die im Betrieb die Einhaltung der Grenzwerte im 51. Anhang zur Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift im Dauerbetrieb nachgewiesen hätte.

Darüber hinaus sollte für Indirekteinleiter, insbesondere bei der Festsetzung des Stickstoffgrenzwertes, das Gesamtsystem Sickerwasserkläranlage — kommunale Kläranlage — Vorfluter gesehen und wie bei anderen Indirekteinleitern kein Stickstoffgrenzwert vorgeschrieben werden.

Sickerwassermenge

1505. Der Sickerwasseranfall ist eine Funktion des Niederschlags, des Oberflächenabflusses, der Verdunstungsrate und des Rückhalts der Deponie, wobei der Rückhalt wiederum vom Verdichtungsgrad sowie dem Deponietyp abhängig ist.

Während des Deponieaufbaus beträgt der Sickerwasserabfluß bis zum Erreichen der Feldkapazität des Abfalls nach EHRIG (1986) im Mittel bis zu 25 % des Jahresniederschlags oder nach seinen Messungen auf acht Betriebsdeponien 0,7 bis 5,9 m^3/ha · Tag.

Ist die Speicherkapazität des Abfalls erreicht, kann die Sickerwassermenge vereinfacht als Niederschlag minus Verdunstung angesetzt werden, wobei die Verdunstung vom Deponiebewuchs abhängig ist. Es ergibt sich für eine Krautvegetation eine mittlere Sickerwassermenge von mindestens 35—40 % des Niederschlags oder bei einem Jahresniederschlag von 700 mm ein Abfluß von 6,7 bis 7,7 m^3/ha · Tag. Diese Sickerwassermenge läßt sich durch verschiedene Maßnahmen vermindern. Die größte Verringerung bewirkt die Oberflächenabdichtung. Hierbei wäre es theoretisch möglich, bei fehlerfreier Dichtung das ge-

Tabelle 5.5.12

Sickerwassermengen in Abhängigkeit von der Deponieform und dem Deponiebetrieb

Sickerwassermengen bei Deponieform	zu beseitigen		zu fassen
	Jahresmittel	Tagesspitze	Tagesspitze
	$m^3/ha \cdot d$	$m^3/ha \cdot d$	$m^3/ha \cdot d$
oben offen, ohne Kreislauf	3 bis 7	10 bis 20	20
oben offen, mit Kreislaufverregnung	2 bis 4	5 bis 10	20
oben gedichtet, ohne Kreislauf	1 bis 2,5	2 bis 5	5
oben gedichtet, mit Kreislaufverregnung	0,5 bis 2	1 bis 4	6

Quelle: DOEDENS, 1989b

samte Sickerwasser im Kreislauf zu führen. Hierzu fehlt es jedoch an Erfahrungen und Meßergebnissen. Nach DOEDENS (1989b) kann in etwa mit den in Tabelle 5.5.12 angegebenen Sickerwassermengen gerechnet werden.

Sickerwasserbeschaffenheit

1506. Sickerwässer werden schon seit längerer Zeit untersucht. Leider beschränkte sich die Analytik weitgehend auf anorganische Stoffe und auf die unter Gesichtspunkten der Sickerwasserbehandlung wichtigen Parameter biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5) und chemischer Sauerstoffbedarf (CSB). Es liegen deshalb über anorganische Stoffe zahlreiche Daten vor, während die Kenntnisse über organische Inhaltsstoffe im einzelnen äußerst gering sind.

1507. Die Konzentrationen anorganischer Sickerwasserinhaltsstoffe weisen große Spannbreiten bis zu mehreren Zehnerpotenzen auf (Tab. 5.5.13). Untersuchungen ergaben, daß die Sickerwasserkonzentrationen einiger Stoffe, wie Sulfat, Magnesium, Eisen, Mangan und Zink, über die Milieubedingungen eng mit der Höhe der organischen Gesamtbelastung verknüpft sind. Diese Stoffe weisen daher signifikante Unterschiede zwischen der durch die Bildung organischer Säuren gekennzeichneten sauren Phase mit hohen Gehalten und der Methanphase mit niedrigeren Konzentrationen auf (Tab. 5.5.13). Die Mehrzahl der anorganischen Sickerwasserinhaltsstoffe bleibt jedoch weitgehend unabhängig von den wechselnden Milieubedingungen und zeigt keine systematischen Konzentrationsunterschiede zwischen saurer Phase und Methanphase (EHRIG, 1988).

Tabelle 5.5.13

Anorganische Sickerwasserinhaltsstoffe von Siedlungsabfalldeponien

Parameter	Einheit	Konzentration		Quelle
		Bereich	Mittelwert	
Temperatur	°C	10 — 30	15	1)
pH-Wert	—	3,5 — 9	7,5	1)
		4,5 — 7,5*	6,1*	2)
		7,5 — 9**	8**	2)
		7,3 — 7,7**		2)
		5,9 — 13,6**	7,3**	2)
		6,6 — 8,1**	7,5**	2)
		6,9 — 9**	7,7**	2)
		5,5 — 6,5**	5,9**	2)
Leitfähigkeit	µS/cm	2 000 —25 000	10 000	1)
gel. Sauerstoff	mg/l	n. n. — 10	n. n.	1)
Schwefelwasserstoff	mg/l	n. n. — 80	n. n.	1)
Chlorid	mg/l	100 —15 000	2 000	1)
		100 — 5 000	2 100	2)
		270 — 2 300		2)
		1 000 — 9 600		2)
		10 — 8 000	1 000	2)

noch Tabelle 5.5.13

Parameter	Einheit	Konzentration		Quelle
		Bereich	Mittelwert	
Chlorid	mg/l	529 — 4 216	2 783	2)
		144 — 3 913	2 665	2)
		184 — 975	631	2)
Sulfat	mg/l	50 — 3 000	300	1)
		70 — 1 750*	500*	2)
		10 — 420**	80**	2)
		20 — 6 200**	260**	2)
		0,7 — 1 484**	136**	2)
		2,7 — 1 717**	281**	2)
		70 — 591**	338**	2)
Nitrat	mg/l	n. n. — 50	3	1)
		<0,1 — 9,7	2,3	2)
		0,5 — 9,1	2,2	2)
		<0,02 — 0,31	0,11	2)
Nitrit	mg/l	n. n. — 25	0,5	1)
		<0,02 — 0,03	<0,02	2)
			<0,04	2)
			<0,02	2)
Ammonium	mg/l	20 — 3 000	500	1)
		30 — 3 000	750	2)
		240 — 450		2)
		10 — 8 000	1 000	2)
		33 — 1 605	1 025	2)
		25 — 1 864	1 065	2)
		62 — 443	273	2)
Stickstoff ges.	mg/l	20 — 4 000	600	1)
		50 — 5 000	1 250	2)
		2,6 — 3 100	325	2)
		84 — 510	317	2)
Phosphat	mg/l	0,01 — 10	1	1)
Phosphor ges.	mg/l	0,1 — 30	6	2)
		<0,1 — 17,6	11	2)
		0,2 — 19,4	10,8	2)
		0,51 — 2,33	0,98	2)
Cyanid ges.	mg/l	n. n. — 20	0,1	1)
		n. n. — 90	37	2)
		2 — 79	32	2)
			<0,1	2)
Cyanid leichtfreisetzbar	mg/l	n. n. — 2	0,01	1)
Natrium	mg/l	50 — 4 000	1 500	1)
		50 — 4 000	1 350	2)
		20 — 3 800	710	2)
		153 — 3 455	2 045	2)
		144 — 3 210	1 944	2)
Kalium	mg/l	10 — 2 500	1 000	1)
		10 — 2 500	1 100	2)
		7 — 3 200	645	2)
		150 — 2 899	2 199	2)
		151 — 3 031	2 189	2)
Calcium	mg/l	30 — 2 500	200	1)
		10 — 2 500*	1 200*	2)

noch Tabelle 5.5.13

Parameter	Einheit	Konzentration		Quelle
		Bereich	Mittelwert	
Calcium	mg/l	20 — 600**	60**	2)
		8 — 2 500**	290**	2)
		27,3 — 3 600**	389**	2)
		27,6 — 2 600**	460**	2)
Magnesium	mg/l	50 — 2 000	600	1)
		50 — 1 150*	470*	2)
		40 — 350**	180**	2)
		5 — 570**	195**	2)
		46 — 1 500**	362**	2)
		49 — 1 400**	410**	2)
Eisen	mg/l	1 — 1 000	50	1)
		20 — 2 100*	780*	2)
		3 — 280**	15**	2)
		0,2 — 850**	40**	2)
		2,4 — 1 170**	113**	2)
		4,3 — 795**	126**	2)
		4 — 418**	189**	2)
Mangan	mg/l	1 — 75	3	1)
		0,3 — 65*	25*	2)
		0,03 — 45**	0,7**	2)
		0,02 — 62,5**	6,7**	2)
		0,04 — 31,3**	2,8**	2)
		7,1 — 38,5**	23,4**	2)
Zink	mg/l	0,1 — 10	1	1)
		0,1 — 120*	5*	2)
		0,03 — 4**	0,6**	2)
		<0,02 — 7**	0,66**	2)
		0,1 — 20,4**	2,43**	2)
		0,3 — 3,1**	1,6**	2)
		0,1 — 16,6**	5,18**	2)
Strontium	mg/l	0,5 — 15*	7*	2)
		0,3 — 7**	1**	2)
Blei	µg/l	20 — 1 000	50	1)
		8 — 1 020	90	2)
		10 — 30		2)
		<10 — 400	120	2)
		4 — 890	350	2)
		5 — 850	340	2)
			<20	2)
Arsen	µg/l	<0,1 — 1 000	20	1)
		5 — 1 600	160	2)
		20 — 30		2)
		7 — 74	36	2)
		8 — 91	34	2)
Cadmium	µg/l	1 — 100	5	1)
		0,5 — 140	6	2)
		n. n. — 2		2)
		0,5 — 100	15,2	2)
		3 — 28	12	2)
		4 — 34	15	2)
			<10	2)
Chrom ges.	µg/l	20 — 1 500	200	1)
		30 — 1 600	300	2)
		40 — 240		2)

noch Tabelle 5.5.13

Parameter	Einheit	Konzentration		Quelle
		Bereich	Mittelwert	
Chrom ges.	µg/l	<20 — 1 200	160	[2]
		80 — 120	100	[2]
Chrom III	µg/l	20 — 1 500	200	[1]
Kupfer	µg/l	10 — 1 000	50	[1]
		4 — 1 400	80	[2]
		<20 — 500	80	[2]
		10 — 160	79	[2]
		10 — 160	80	[2]
		<30 — 40	<30	[2]
Cobalt	µg/l	4 — 950	55	[2]
Nickel	µg/l	20 — 2 000	200	[1]
		20 — 2 050	200	[2]
		<30 — 400	150	[2]
		140 — 470	290	[2]
Quecksilber	µg/l	0,2 — 50	10	[1]
		n. n. — 6		[2]
		<0,03 — 8,8	0,7	[2]
		1 — 5	3	[2]
		1 — 5	3	[2]
			<0,3	[2]

* Saure Phase
** Methanphase
[1] LAGA, 1985
[2] EHRIG, 1988
Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

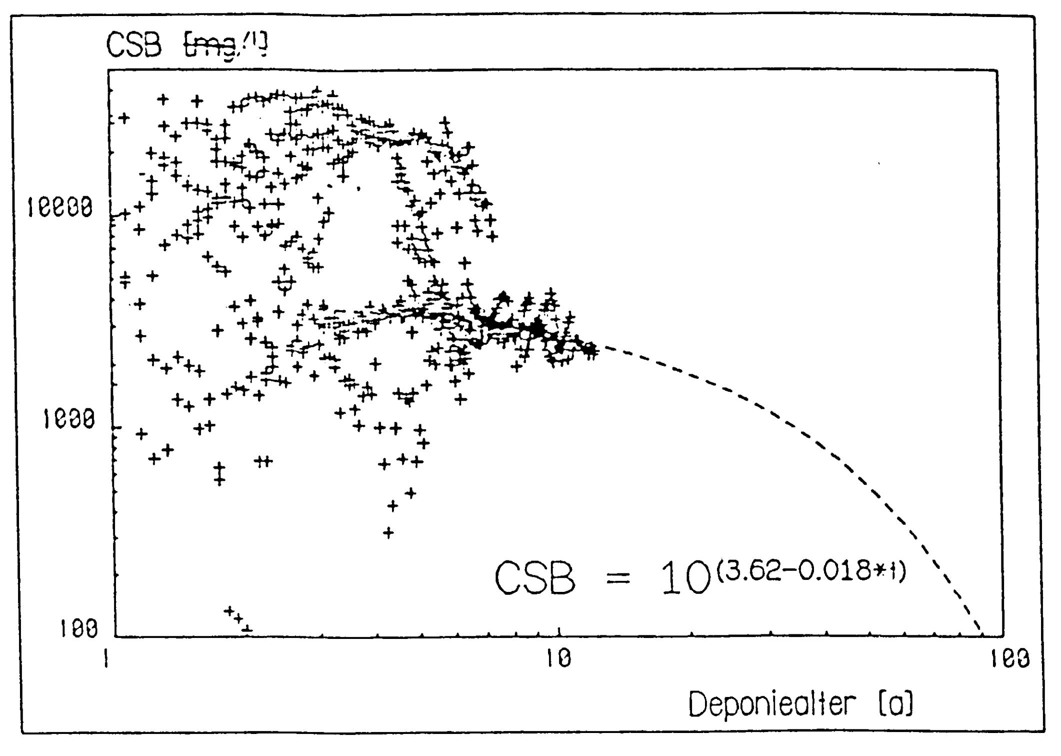
So lassen die meisten Schwermetallkonzentrationen entgegen den Erwartungen keine Abhängigkeit vom pH-Wert erkennen. Der Einfluß des pH-Wertes auf das Lösungsverhalten ist offenbar weitgehend durch andere, dominierende, aber noch nicht geklärte Faktoren überlagert (EHRIG, 1988). Bei eigenen Untersuchungen beobachtete EHRIG (1988) große Schwankungsbreiten sowohl bei einer Deponie im zeitlichen Verlauf als auch von Deponie zu Deponie, ohne daß Ursachen dafür angegeben werden konnten. Generell finden in der Deponie sowohl Vorgänge statt, die zur Erhöhung der Löslichkeit von Schwermetallen führen, zum Beispiel durch die Bildung anorganischer und organischer Komplexe, als auch Reaktionen, wie die Ausfällung schwerlöslicher Sulfide und Hydroxide, die die Schwermetalle im Deponiekörper festlegen.

1508. An organischen Stoffen und Parametern wurden vor allem die Summenparameter BSB_5, CSB und in jüngerer Zeit zunehmend adsorbierbare organische Halogenverbindungen als AOX im Sickerwasser bestimmt. Da aber nicht bekannt ist, welche Einzelstoffe die AOX-Gehalte und den CSB ausmachen, ist eine toxikologische Bewertung dieser Parameter nicht möglich (Abschn. 6.3.4.1). Diese Unsicherheit ist beim CSB auch deshalb von Bedeutung, da die Extrapolation des langfristigen Verlaufs des CSB noch über mehrere Jahrzehnte Werte über 1 000 mg/l erwarten läßt (Abb. 5.5.5). FÖRSTNER (1988) geht davon aus, daß auch am Ende der Methanbildung nach einigen Jahrzehnten immer noch organische Substanz vorhanden ist, die abgebaut werden kann.

Bei den bisher analysierten organischen Spurenstoffen (vgl. auch Tab. 5.5.14) handelt es sich um Einzelwerte, die nicht als repräsentativ angesehen werden können. In manchen Fällen sind auch die Rahmenbedingen der Deponierung nicht ausreichend bekannt, so daß eine Zuordnung zum Typ Siedlungsabfalldeponie nicht immer gesichert ist. Hier bedarf es weiterer umfangreicher Untersuchungen.

Abbildung 5.5.5

CSB-Werte aus Sickerwässern verschiedener Siedlungsabfalldeponien und zeitliche Extrapolation der in der Methanphase stabilisierten CSB-Werte



Quelle: EHRIG, 1988

1509. Eine Arbeitsgruppe der Abwassertechnischen Vereinigung kommt aufgrund eines Vergleiches von anorganischen und organischen Sickerwasserparametern zu dem Ergebnis, daß Sickerwässer aus Siedlungsabfalldeponien gegenüber denjenigen aus Sonderabfalldeponien keine generellen Unterschiede aufweisen (ATV, 1988; Tz. 1585).

1510. Konzentrationsangaben und -bereiche von Sickerwasserinhaltsstoffen aus Siedlungsabfalldeponien lassen erkennen, daß es kein typisches Sickerwasser gibt. Vielmehr ist die Spannweite der meisten Inhaltsstoffe sehr groß. Exakte Vorhersagen zur Sickerwasserbeschaffenheit einer Deponie sind somit nicht möglich. Dies gilt auch, weil keine genauen Aussagen über die in einem Deponiekörper ablaufenden Vorgänge gemacht werden können. So können bisher auch keine Zusammenhänge zwischen einer Stoffmenge im Abfall und der entsprechenden Stoffmenge im Sickerwasser angegeben werden (EHRIG, 1987).

1511. Dieser Mangel an Kenntnissen macht in Verbindung mit fehlenden Beobachtungen über mehrere Jahrzehnte an geordneten Deponien Aussagen zum Langzeitverhalten von Deponien äußerst schwierig. Prognose- und Bilanzierungsversuche wurden beispielsweise von EHRIG (1987 und 1988) vorgenommen und beinhalten solche Komponenten, die nach seinen Erfahrungen als wesentliche und langfristige Belastungsgrößen anzusehen sind: organischer Kohlenstoff, organische Chlorverbindungen, Stickstoffverbindungen und Schwermetalle.

1512. Organischer Kohlenstoff wird nicht nur mit dem Sickerwasser, sondern vor allem mit dem Deponiegas ausgetragen, so daß die Gasproduktion mit zu berücksichtigen ist. EHRIG (1987) kommt aufgrund von Laboruntersuchungen zu dem Ergebnis, daß nach 70 bis 150 Jahren sowohl die organischen Sickerwasserbelastungen als auch die Gasproduktionsraten als gering anzusehen sind. Es lassen sich zur Zeit aber keine Aussagen über das Gefährdungspotential dieser geringen Sickerwasserbelastungen machen, da deren Zusammensetzung nicht bekannt ist.

Die dieser Betrachtung zugrunde liegende Abschätzung der biologisch und chemisch-physikalisch mobilisierbaren Anteile an organischem Kohlenstoff in den einzelnen Hausmüllfraktionen basiert auf der Annahme, daß die Kunststofffraktion nicht abbaubar bzw. mobilisierbar ist. Deren Langzeitverhalten ist noch nicht ausreichend bekannt.

1513. Zur Emissionsdauer organischer Chlorverbindungen, die über das Sickerwasser und das Deponiegas ausgetragen werden, sind nur sehr allgemeine und unsichere Aussagen möglich, da es an Datenmaterial fehlt. In Bilanzierungsversuchen schätzte EHRIG (1987) die emittierte Chlormenge als sehr klein gegenüber dem Potential an mobilisierbarem organischem Chlor im Hausmüll ein. Er geht deshalb davon aus, daß mindestens einer der beiden Emissionswege über sehr lange Zeit belastet sein wird.

1514. Stickstoffemissionen erfolgen praktisch ausschließlich über das Sickerwasser. Versuche zur Ab-

Tabelle 5.5.14

Anorganische Sickerwasserinhaltsstoffe von Siedlungsabfalldeponien

Parameter	Einheit	Konzentration		Quelle
		Bereich	Mittelwert	
CSB	mgO_2/l	500 –60 000	5 000	1)
BSB_5	mgO_2/l	100 –45 000	1 500	1)
TOC	mg/l	150 –25 000	5 000	1)
DOC	mg/l	120 –22 000	4 500	1)
AOX	µg/l	320 – 3 350 400 – 6 100 960 – 3 330 540 – 3 450* 524 – 2 010**	2 000 2 300 1 674* 1 040**	3) 3) 3) 3) 3)
EOX	µg/l	3 200 –		2)
EOS	µg/l	5 700 –		2)
Phenole ges.	µg/l	1 – 1 000 670 –44 000 1 030 –25 400 40 – 7 000	6 12 100 11 400	1) 3) 3) 3)
Öle, Fette (petrolether-extrahierbar)	µg/l	100 – 3 000 1 400 –44 000	1 000 9 500	1) 3)
org. Stickstoff	mg/l	10 – 4 250 16 – 730 32 – 880	600 338 303	3) 3) 3)
PAK	µg/l	0,02– 1 0,1 – 3,3 3 480*; 8 980**	0,1	1) 3) 2)
Organochlorpestizide	µg/l	<10; 135*; 18**		2)
Organophosphorpestizide	µg/l	<50		2)
Paraffine	mg/l	24*		2)
Kohlenwasserstoffe	mg/l	n. n. – 16		3)
CKW	µg/l	22 – 1 574		3)
Trichlorethen	µg/l	290; 530		2)
Tetrachlorethen	µg/l	<10 – 100	50	1)
Trichlorethan	µg/l	6 – 15 21; 74		2) 2)
Tetrachlormethan	µg/l	70 – 270 3; 5		2) 2)
Tri-n-butylphosphat	µg/l	55; 68		2)
Di-n-butylphthalat	µg/l	5, 12		2)
PCB	µg/l	<50 (0,06; 0,12; 0,2; 0,7; 35)		2) 2)
PCP	µg/l	1 – 2		2)
HCH-Isomere γ-HCH	µg/l µg/l	n. n. – 0,1 0,5; 18	0,02	1) 2)
HCB	µg/l	0,01		2)
TCB	µg/l	35 –		2)
Toluol	µg/l µg/l	7,5 – 600 280 – 1 600		2) 2)
Methylchlorid	µg/l	64 – 1 300 106 –20 000		2) 2)

* Saure Phase
** Methanphase

1) LAGA, 1985
2) EHRIG, 1988+
3) in EHRIG, 1988

+ Werte von Deponien, bei denen die Zuordnung zum Typ Siedlungsabfalldeponie nicht sicher möglich ist

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

Tabelle 5.5.15

Metallgehalte im Hausmüll, geschätzte Austragsraten und Austragsdauer aus einer Deponie

	Metallgehalt im Hausmüll g/t		Geschätzt 10 % von (1) mobilisierbar (g/t)	Austrag durch Sickerwasser (3) (g/t·a)	Austragsdauer (a)
	(1)	(2)			
Nickel	≈ 15		1,5	$2{,}7 \cdot 10^{-3}$	≥ 550
Chrom	≈ 30		3,0	$4{,}0 \cdot 10^{-3}$	≥ 700
Kupfer	238	305	23,8	$1{,}1 \cdot 10^{-3}$	≥ 22 000
Blei	399	2 660	39,9	$1{,}2 \cdot 10^{-3}$	≥ 33 000
Zink	521	1 628	52,1	$8{,}0 \cdot 10^{-3}$	≥ 6 400
Cadmium	3,48	8,7	0,35	$8{,}0 \cdot 10^{-3}$	≥ 4 300
Quecksilber	0,64	1,6	0,06	$1{,}3 \cdot 10^{-4}$	≥ 450

(1) Werte aus Hausmüllanalyse (Greiner, 1983) außer Nickel und Chrom
(2) aus (1) geschätzte Werte für den gesamten abgelagerten Hausmüll
(3) 20 m mächtige Ablagerung; mittlere Sickerwassermenge 0,15 $m^3/m^2 \cdot a$ (20 % vom Niederschlag)

Quelle: EHRIG, 1987

schätzung ihrer Dauer und Höhe ergaben für einen Zeitraum von über 100 Jahren Stickstoffgehalte im Sickerwasser von mehreren 100 mg N/l (EHRIG, 1987 und 1988).

1515. Auch Metalle werden fast nur mit dem Sickerwasser emittiert. Eine Abschätzung von Austragsraten und Austragsdauer für verschiedene Schwermetalle (EHRIG, 1987) lassen im Vergleich zum Potential im Hausmüll sehr niedrige Austragsraten erkennen. Es sind deshalb sehr lange Emissionszeiten denkbar (Tab. 5.5.15), so daß Metalle langfristig im Sickerwasser auftreten können.

Nicht berücksichtigt sind bei dieser Betrachtung mögliche Änderungen in den Milieubedingungen innerhalb der langen Emissionszeiträume. So gilt das langfristige Verhalten der im anaeroben Milieu im Deponiekörper ausgefällten Schwermetalle im Falle eines nicht auszuschließenden späteren Kontaktes mit Sauerstoff als noch weitgehend ungeklärt (FÖRSTNER, 1988; STEGMANN und SPENDLIN, 1987) (Abschn. 6.3.5). Interessant ist in diesem Zusammenhang auch, daß in vielen archäologischen Funden Buntmetallgegenstände fast unversehrt aufgefunden wurden.

1516. Modellrechnungen zur Abschätzung der Zeiträume bis zum Auftreten umweltverträglicher Sickerwassergehalte führten BELEVI und BACCINI (1989) für einige anorganische Stoffe sowie organischen Kohlenstoff durch. Während Schwefelverbindungen, Fluoride und ausgewählte Metalle die gewünschten Qualitätsziele schon während der Phasen des intensiven biologischen Abbaus erreichen, werden für Stickstoffverbindungen mehrere Jahrzehnte und für Chloride, Phosphorverbindungen und insbesondere organische Kohlenstoffverbindungen lange Zeiträume von 100 bis mehr als 1000 Jahre benötigt (Abschn. 6.3.5).

1517. Die bisherigen Ansätze zur Prognose der Dauer von Belastungen zeigen, daß für einen nicht abschätzbaren Zeitraum mit Emissionen aus Siedlungsabfalldeponien konventioneller Art gerechnet werden muß. Es kann nicht gesagt werden, inwieweit sich die hier getroffenen Aussagen zur Sickerwasserbelastung auch auf die gesteuerte Bioreaktordeponie und deren Langzeitverhalten übertragen lassen.

5.5.3.4.2 Deponiegas

1518. Durch die im wesentlichen anaerobe Umsetzung der organischen Substanz entsteht Deponiegas. Die Menge und die Qualität des Deponiegases sind vorwiegend vom Anteil der Kohlenstoffverbindungen im Abfall abhängig.

Die möglichen Umweltbeeinträchtigungen durch emittiertes Deponiegas sind

— Gesundheitsgefährdung,

— Brand- und Explosionsgefahr,

— Gefährdung der Ozonschicht,

— Verstärkung des Treibhauseffektes,

— Geruchsbelästigung und

— Schädigung von Pflanzen.

Deponiegasmenge

1519. Bisher ist es nicht möglich, Deponiegas nach Qualität und Quantität zu dokumentieren. Es gibt derzeit noch kein Verfahren, mit dem die tatsächliche Gasproduktion gemessen werden kann. Eine Abschätzung der Gasmenge ist mit Hilfe von mathematisch-physikalischen Modellen möglich.

Aus Laborversuchen wurden Gasproduktionsraten von 120—150 m^3/t Abfall (STEGMANN, 1983) und 111 m^3/t Abfall (EHRIG, 1986) ermittelt. In der Literatur werden ansonsten Gasproduktionsraten zwischen 50 und 240 m^3/t Abfall angegeben, jedoch sind diese Werte ohne die Kenntnis des Kohlenstoffgehaltes zu

Beginn und am Ende der Versuche wenig aussagekräftig.

Basierend auf einer Formel von WEBER (1990) zur Berechnung der Gesamtgasproduktion pro Tonne Hausmüll in einer Deponie ergeben sich insgesamt etwa 156 m^3/t. Davon können in Abhängigkeit vom Entgasungssystem, der Oberflächenabdichtung und dem angelegten Unterdruck Fassungsraten von etwa 20 bis 70 % erreicht werden (WEBER, 1990). Ein Teil der Gase tritt also unkontrolliert aus dem Deponiekörper aus.

Deponiegasbeschaffenheit

1520. Die Hauptbestandteile des Deponiegases entstehen bei der biochemischen Umsetzung abbaubarer Abfallbestandteile und wechseln im zeitlichen Verlauf in Abhängigkeit von den Abbauphasen (Abb. 5.5.6). Mit Erreichen des stabilen Gleichgewichtszustandes in der Methanphase wird ein Deponiegas gebildet, das fast ausschließlich (ca. 99 Vol.-%) aus den geruchsfreien Komponenten Methan (CH_4) (50—60 Vol.-%) und Kohlendioxid (CO_2) (40—50 Vol.-%) besteht. Neben diesen Hauptkomponenten befindet sich jedoch noch eine Vielzahl von Spurenstoffen im Deponiegas, die zwar in ihrer Summe nur selten 1 Vol.-% überschreiten, jedoch entscheidend die Geruchsbelästigungen und die Schadwirkungen von Deponiegasen bestimmen. Auch sie unterliegen in den einzelnen Abbauphasen qualitativen und quantitativen Schwankungen.

1521. Die Angaben zu den Bestandteilen von Deponiegasen werden in der Regel auf luftfreies, trockenes Deponiegas bezogen. Zunächst ist das Gas jedoch wasserdampfgesättigt. 1 m^3 Gas enthält bei 40 °C bis zu 60 g Wasserdampf, der sich bei Abkühlung als Kondensat niederschlägt (RETTENBERGER, 1986). Im Kondensat wurden organische Stoffe, darunter auch chlorierte Kohlenwasserstoffe, und anorganische Stoffe mit geringen Mengen an Schwermetallen gefunden (Tab. 5.5.16). Ablagerungen von Eisen, Silizium, Schwefel, Zinn und Wismut wurden in Gasverwertungsanlagen festgestellt (RETTENBERGER, 1987). Bei der Verbrennung können diese Stoffe in geringem Umfang emittiert werden.

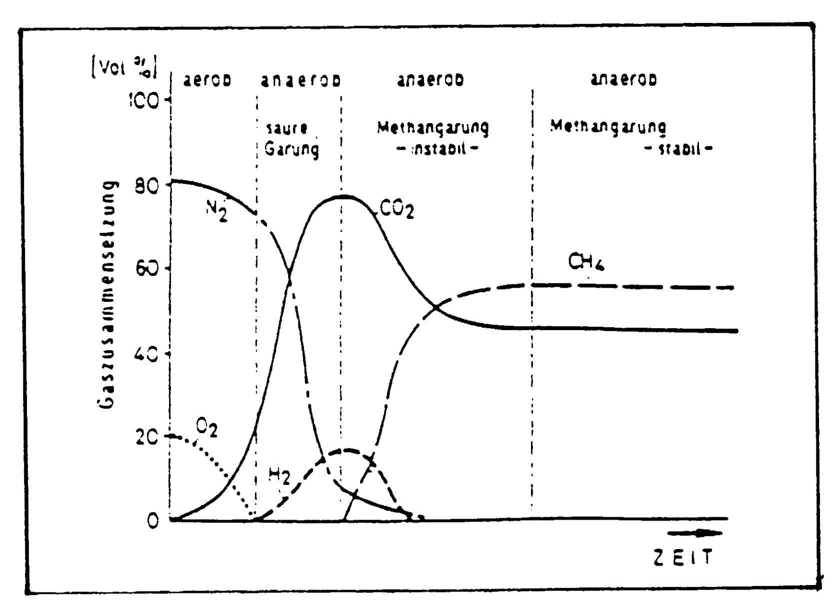
1522. An anorganischen Bestandteilen des Deponiegases sind neben den in Abbildung 5.5.6 genannten Hauptbestandteilen noch Schwefelwasserstoff (H_2S) und Ammoniak (NH_3) zu nennen. Die H_2S-Konzentrationen betragen nach RETTENBERGER (1987) im allgemeinen nicht mehr als 200 mg/m^3, manchmal bis zu 600 mg/m^3. Wichtig sind die H_2S-Gehalte, aber auch die Gehalte organischer Schwefelverbindungen, im Hinblick auf die Bildung von Schwefeldioxid. An Ammoniak wurden bis etwa 30 mg/m^3 gemessen (RETTENBERGER, 1987).

Metalle treten aufgrund ihres Dampfdruckes und den üblicherweise vorliegenden Temperaturen normalerweise nicht in die Gasphase über. Eine Ausnahme stellt Quecksilber dar, für das jedoch in der Bundesrepublik noch keine Messungen vorliegen (RETTENBERGER, 1987).

1523. Eine große Zahl organischer Spurenstoffe wurde im Deponiegas festgestellt, von der bisher nur ein Bruchteil identifiziert und quantifiziert werden konnte. So gelang es zum Beispiel, in Untersuchungen des Deponiegases der Altdeponie Berlin-Wannsee — die allerdings neben Siedlungsabfällen auch industrielle Abfälle enthält —, ca. 400 Komponenten nachzuweisen. Davon konnten etwa 150 mit unterschiedlicher Sicherheit bestimmt werden (HÖFLER, 1988).

Abbildung 5.5.6

Gaszusammensetzung während des Abbaus von Hausmüll



Quelle: RETTENBERGER, 1987

Tabelle 5.5.16

Stoffe im Kondensat von Deponiegas

organische Stoffe		anorganische Stoffe	
Trichlorethen	3 700 mg/l	Arsen	0,19 mg/l
Toluol	6 200 mg/l	Cadmium	0,094 mg/l
Tetrachlorethen	1 130 mg/l	Chrom	0,011 mg/l
Ethylenbenzol	2 900 mg/l	Blei	0,085 mg/l
Phenol	0,72 mg/l	Quecksilber	0,00069 mg/l
Dichlorbenzol	0,29 mg/l	Eisen	0,017 mg/l
		Zink	1,25 mg/l

Quelle: RETTENBERGER, 1986

Tabelle 5.5.17

In Deponiegasen nachgewiesene Sauerstoff- und Schwefelverbindungen sowie Terpen-Kohlenwasserstoffe (mg/m^3)

	Young & Heasman, 1985	Brookes & Young, 1983	Young & Parker, 1983	Höfler et al. 1987	Retten-berger 1984	Retten-berger 1986
Ethanol	16 –1 450	810	650			
Methanol	2,2 – 125	<2	210			
1-Propanol	4,1 – 630	110	73			
2-Propanol	1,2 – 74	>22	17–73			
1-Butanol	2,3 – 73	<2	>19			
2-Butanol	18 – 626	110	22–210			
Aceton	<0,8 – 4,1			0,27		
Butanon	<0,1 – 29	38	20–26	0,078		
Pentanal				0,8		
Hexanal				4,03		
Essigsäureethylester	2,4 – 263	60	7,1–64			
Buttersäureethylester	<0,9 – 75	350	15			
Essigsäurebutylester		60				
Buttersäurepropylester	<0,1 – 72	100				
Essigsäurepropylester	<0,5 – 64	50				
Propionsäurepropylester	<0,1 – 32	200				
Propionsäureethylester	<0,5 – 27	50				
Essigsäure	<0,06– 3,4					
Buttersäure	<0,02– 6,8					
Furan	0,1 – 2,4					
Methylfurane	0,06– 170					
Tetrahydrofuran	<0,5 – 8,8					
Methylmercaptan	0,1 – 430	60	87			
Ethylmercaptan		<1			0–120	
Dimethylsulfid	1,6 – 24	14	4			
Dimethyldisulfid	0,02– 14	10	40			
Schwefelkohlenstoff	<0,5 – 22	5				
Kohlenoxysulfid	<0,1 – 1,9					
Thiophen	<0,01– 0,5					
Limonen	3,3 – 269	240	21–230			
Menthen		14				
Campher/Fenchen		3	13			
Andere	5,5 – 142	160	33–157			17–503

Quelle: LAUGWITZ et al., 1988

Tabelle 5.5.18

Spurenbestandteile in Deponiegasen (mg/m³)

Spurenstoff	Rettenberger 1986	Young & Heasman, 1985	Brookes & Young, 1983	Young & Parker, 1983	Laugwitz et al., 1988		Arendt, 1985		Pruggmayer et al., 1982	Schilling & Hinz
					a	b	c	d		
Ethan	0,8 – 48									
Ethen	0,7 – 31									
Propan	0,04 – 10									
Butan	0,3 – 23									
Buten	1 – 21									
Pentan	0 – 12									
2-Methylpentan	0,02 – 1,5									
3-Methylpentan	0,02 – 1,5									
Hexan	3 – 18									
Cyclohexan	0,03 – 11									
2-Methylhexan	0,04 – 16									
3-Methylhexan	0,04 – 13									
Cychlohexan	2 – 6									
Heptan	3 – 8									
2-Methylheptan	0,05 – 2,5									
3-Methylheptan	0,05 – 2,5									
Oktan	0,05 – 75									
Nonan	0,05 – 400									
Cumol	0 – 32									
Propylbenzole		1,5 – 173	36	69 – 120						
Bicyclo(3,2,1)oktan	15 – 150									
2,3-Methyl-4-Methylen										
Dekan	0,2 – 137									
Bicyclo (3,1,0) Hexan-	12 – 153									
2,2-Methyl-5-Methyl-ethyl										
Undekan	7 – 48									
Dodekan	2 – 4									
Tridekan	0,2 – 1									

Benzol	0,03– 7	0,6 – 12	5	4,2	0,6– 15	0,3– 10				
Ethylbenzol	0,5 –236	3,6 – 49	14	13 – 29	6 – 80	2 – 44				
1,3,5-Trimethylbenzol	10 – 25									
Toluol	0,2 –615	18 –197	15	8 – 95	5 –134	2 – 65				
m/p-Xylol	0 –376	7,9 –139	34	36 – 77	20 –226	0 – 51				
o-Xylol	0 – 7									
Styrol		<0,1 – 10	7							
Dichlordifluormethan	4 –119	6 –602	10		9 –145	4 – 49	100–700	5–80	6,4 –107	99 –149
Trichlorfluormethan	1 – 84	0,4 –185	20		4 –220	0 – 15	300–500	1–30		11 – 56
Trichlortrifluorethan					0 – 6	0 – 0,8	5– 30	1– 2		
Chlordifluormethan		2 –276	4		5 – 17	3 – 28				
Chlortrifluormethan	0 – 10									
Dichlorfluormethan			5		2 – 14	0,4– 6				
Chlorfluormethan		0,1 –110	1							
Dichlormethan	0 – 6	7,7 –490	140		2 – 51	0 – 2	10–100	1– 40		36 –684
Vinylchlorid	0 –264	0,03– 3	16		2 – 13	0 – 22	1– 30	1– 20	1,3 – 23	0 – 43
Dichlorethen	0 –294	0,7 – 28[e]	68		0 – 3,4[e]	10 –100[e]	2– 30[e]			40 –200[e]
		<0,1 – 0,7[f]				ca. 1[f]	ca. 1[f]		19 –138[f]	0 – 4[f]
Trichlorethen	0 –182	1,2 –116	10		0 – 14	0 – 1,1	10–150	3–20	0,52– 8,8	26 –312
Tetrachlorethen	0,1 –142	0,3 –110	250		0 – 10	0 – 0,8	10–100	3–25	0,67– 31	6,9–104
1,1,1-Trichlorethan	0,5 – 4	<0,1 – 3,7	29		0 – 9,3	0 – 3,1	1– 5	1– 3		0,5– 4
Dichlortetrafluorethan		<2 – 20	1		3,9– 7,6	0,4– 14				
1,1-Dichlorethan		<0,5 – 21								
Trichlormethan	0 – 2	<0,2 – 1	<1		0 – 3	0 – 0,9	1– 50	1– 2		
Tetrachlormethan	0 – 0,6									
Chlorbenzol	0 – 0,2									
Dichlorbenzole		<0,1 – 5,3								

a: Primärphase
b: Sekundärphase
c: nicht genutzte Deponien
d: genutzte Deponien
e: 1,2-Dichlorethen
f: 1,1-Dichlorethen

Quelle: SRU, nach LAUGWITZ et al., 1988, RETTENBERGER, 1986

1524. Bei der biologischen Umsetzung der biogenen organischen Ausgangsstoffe entstehen auf dem Weg zu Methan und Kohlendioxid Stoffwechselprodukte als natürliche Zwischenprodukte. Diese und ihre Oxidationsprodukte finden sich in den frühen Abbauphasen im Deponiegas. Die Konzentrationen von im Deponiegas nachgewiesenen Sauerstoff- und Schwefelverbindungen sowie einigen Kohlenwasserstoffen sind in Tabelle 5.5.17 zusammengestellt. Ester, Aldehyde, Mercaptane und Terpene zählen zu den geruchsbestimmenden Komponenten im Deponiegas (Abschn. 5.5.3.4.3).

Neben der Entstehung als Stoffwechselprodukt können solche Spurengaskomponenten aber auch Bestandteil des abgelagerten Abfalls sein; dies kann nicht immer unterschieden werden (LAUGWITZ et al., 1988).

1525. Als anthropogene organische Spurenkomponenten können Verbindungen bezeichnet werden, die durch die nicht biogenen organischen Bestandteile der Siedlungsabfälle eingebracht werden. Einen Überblick über identifizierte Verbindungen und das festgestellte Konzentrationsspektrum gibt Tabelle 5.5.18. Besonders die halogenierten Verbindungen wurden bisher intensiver untersucht, da sie nicht nur als umweltrelevant bekannt sind, sondern auch zu erheblichen Schäden an Deponiegasnutzungsanlagen geführt haben (DERNBACH, 1985). Die Konzentrationen liegen im mg/m^3-Bereich (Tab. 5.5.18). In Versuchen wurden im Gasraum frischen Hausmülls vor Einsetzen der Methanphase noch wesentlich höhere Belastungen bis zu einigen g/m^3 gemessen (POLLER, 1988, zitiert in LAUGWITZ et al., 1988). Neben den halogenierten Kohlenwasserstoffen treten aliphatische und alicyclische Kohlenwasserstoffe auf sowie die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole (Tab. 5.5.18).

Auch anthropogene organische Stoffe unterliegen biochemischen Umwandlungsprozessen in der Deponie. Während die Zwischenprodukte des Abbaus der aromatischen Kohlenwasserstoffe (Phenole, Carbonsäuren) im Sickerwasser und nicht im Deponiegas auftreten (LAUGWITZ et al., 1988), sind für die Beschaffenheit des Deponiegases die Umwandlungsprodukte halogenierter Kohlenwasserstoffe von Bedeutung. Als wichtiger Umwandlungsweg gilt die unter anaeroben Bedingungen erfolgende Umwandlung von Tetrachlorethen über Trichlorethen, 1,2-Dichlorethen zum kanzerogenen Endprodukt Vinylchlorid (VOGEL und Mc CARTY, 1985). Nach neuen Erkenntnissen sollen auch Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) umgewandelt werden können: Aus Dichlordifluormethan R 12 wird das wesentlich giftigere Chlordifluormethan R 22 und wahrscheinlich aus Trichlorfluormethan R 11 das kanzerogene Dichlorfluormethan R 21 gebildet (LAUGWITZ et al., 1988). Solche Umwandlungsprozesse spiegeln sich in den unterschiedlichen Gehalten der entsprechenden Verbindungen im Deponiegas früher Abbauphasen (Primärphase) und der stabilen Methanphase (Sekundärphase) wieder (Tab. 5.5.18).

1526. Die Zusammensetzung von Deponiegasen weist nicht nur von Deponie zu Deponie Unterschiede auf, sondern es gibt auch bei einer Deponie je nach Probenahmeort und -tiefe Unterschiede, die genau so groß sein können wie bei verschiedenen Deponien (BRUCKMANN und MÜLDER, 1982).

1527. Da im Deponiegas auch chlorierte und mischhalogenierte organische Verbindungen vorhanden sind, muß bei der üblichen Verbrennung bzw. Nutzung des Gases mit der Bildung von polyhalogenierten, insbesondere polychlorierten-p-Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/F) gerechnet werden. Ein Vergleich mit den PCDF-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen zeigt, daß die Konzentrationen in den Abgasen von Deponiegasverbrennungsanlagen in der gleichen Größenordnung liegen wie der für Abfallverbrennungsanlagen geforderte Grenzwert von 0,1 ng TCDD-Äquivalente/m^3 (Tz. 1923 und 1967).

1528. Bei der Gesamtbetrachtung der Deponiegasemissionen müssen weiterhin die Auswirkungen der einzelnen Gaskomponenten auf die Atmosphäre beachtet werden. Während die in die Deponie eingebrachten und im Deponiegas enthaltenen FCKW zur Zerstörung der Ozonschicht beitragen, sind Methan und Kohlendioxid Hauptkomponenten für die Verschärfung des Treibhauseffektes (Tz. 1968).

5.5.3.4.3 Geruchsemissionen

1529. Geruchsemissionen beeinträchtigen das „Image" von Deponien am nachhaltigsten, da sie unmittelbar als Immission in der Nachbarschaft wahrgenommen werden können.

Auf Deponien gibt es folgende Geruchsquellen (vgl. auch WEBER, 1990):

- Gase im angelieferten Abfall, die beim Entleeren der Fahrzeuge und beim Verdichten der Abfälle freigesetzt werden
- Gase aus der aeroben Umsetzung organischer Stoffe, die durch gezielte Rotteprozesse, z. B. bei der Vorrotte, oder durch die Rotte der oberen Abfallschichten freigesetzt werden
- Gase aus den anaeroben Abbauprozessen in der Deponie, die als die wesentliche Geruchsquelle anzusehen sind (besonders Mercaptane, Amine, Ammoniak, Schwefelwasserstoff)
- Aerosole aus der Verregnung nicht stabilisierten Sickerwassers als ein vermeidbarer Sonderfall einer Geruchsquelle auf Deponien
- Abluft aus Anlagen zur Desodorierung von Deponiegas (z. B. Fackeln oder Kompostfilter) kann in Abhängigkeit vom Wirkungsgrad in nicht zu vernachlässigendem Umfang zur Geruchsbelästigung beitragen.

Auf in Betrieb befindlichen Deponien sind stets Messungen zur Grundlage von Aussagen zur Geruchsausbreitung durchzuführen.

1530. Die besonders geruchsintensiven Mercaptane und Amine resultieren aus der unvollständigen Umsetzung von Aminosäuren. Verharren Abfallschichten lange in der sauren Phase (Tz. 1498), wird die Bildung der geruchsintensiven Mercaptane begünstigt. In der stabilen Methanphase werden niedermolekulare Me-

taboliten zu den weniger geruchsintensiven Gasen Schwefelwasserstoff und Ammoniak umgewandelt (ARAGNO und DOGNANI, 1987). Die Art des Deponiebetriebes, langsamer Aufbau mit optimaler Durchfeuchtung, sollte das schnelle Erreichen der Methanphase mit der Produktion weniger geruchsintensiven Gases zum Ziel haben.

Bei Deponien mit Gasfassung ist für die Geruchsemission entscheidend, daß das gefaßte Gas ausreichend desodoriert wird.

1531. Für die Bewertung von Geruchsemissionen aus Deponien gibt es bisher keine Grenzwerte für Konzentrationen oder emittierte Gasmengen.

5.5.3.4.4 Belästigungen während des Deponiebetriebes

1532. Durch die während des Deponiebetriebes auftretenden Belästigungen, wie Lärm, Staub, Papierflug, Massenauftreten von Tieren, verringert sich die Akzeptanz einer Deponie in der Bevölkerung erheblich. Maßnahmen zur Verringerung dieser Belästigung nennt das Deponie-Merkblatt der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA, 1979).

Lärm

1533. Lärmbelästigungen entstehen durch den Anlieferverkehr sowie durch Einbaugeräte. Abhilfe schaffen ein entsprechender Zustand der Zufahrtsstraßen, geräuschgekapselte Einbaugeräte sowie bepflanzte Randwälle. Neben dem Lärmschutz bieten diese gleichzeitig einen Sicht- und Windschutz.

Brände

1534. Brände können durch sorgfältigen Abfalleinbau mit bestmöglicher Verdichtung oder entsprechender Befeuchtung verhindert werden. Zur Brandbekämpfung hat sich das Abdecken mit Inertmaterial bewährt. Gegebenenfalls müssen die schwelenden Bereiche ausgekoffert und auf einem mit Inertmaterial abgedeckten Bereich gelöscht werden.

Papierflug, Verwehungen

1535. Eine Umzäunung des Geländes wirkt als Papierfangvorrichtung, von der jedoch verwehtes Material regelmäßig abgesammelt werden muß. Verwehungen von Papier und Kunststoff im Schüttbereich können durch transportable Papierfangnetze, Netzkäfige im Abkippbereich sowie sorgfältiges Einbauen und Verdichten verhindert werden. Von der in der Vergangenheit üblichen arbeitstäglichen Abdeckung des frisch eingebauten Materials wird heute aus Gründen der Einsparung von Deponievolumen abgegangen.

Staub

1536. Staubemissionen werden im wesentlichen durch den Anlieferverkehr hervorgerufen. Abhilfe schaffen hier vor allem befestigte Deponiestraßen und deren regelmäßige Reinigung sowie eine Abrollstrecke im Deponiebereich, die ein zügiges Fahren ermöglicht. Statt der Abrollstrecke werden auch Walkrollen oder Reifenwaschanlagen eingesetzt. Letztere werden besonders im Winter wenig genutzt, da sich gefährliche Glatteisflächen bilden können.

Eine Reduzierung der Staubemissionen ergibt sich auch durch eine Reduzierung des Fahrbetriebes auf der Deponie. Diese Reduzierung kann durch ein Umladen des Abfalls in Großcontainer im Eingangsbereich der Deponie erreicht werden.

Staubemissionen, die beim Abfalleinbau entstehen, kann nur durch das Befeuchten der Abfälle beim Abkippen entgegengewirkt werden.

Vögel, Ungeziefer und Lästlinge

1537. Erfahrungen haben gezeigt, daß dem massenhaften Auftreten von Vögeln (Möwen, Tauben, Krähen, Spatzen) durch abschreckende Maßnahmen, wie Schreckschüsse, Beschallen mit Ultraschall, Vogelscheuchen oder Warnrufe vom Tonband, nur vorübergehend begegnet werden kann, da sich die Vögel schnell daran gewöhnen. Auch der Einsatz fahrbarer Netzkäfige über dem Abkippbereich hat sich wenig bewährt. Als wirksame Abwehrmaßnahmen haben sich erwiesen:

— Reduzierung des Nahrungsangebotes durch tägliche Abdeckung des frisch angelieferten Abfalls mit Bodenmaterial oder Bauschutt (hierfür kommen nur noch belasteter Boden und Bauschutt in Betracht), Entleeren der Transporterfahrzeuge in Sammelcontainer und Überbauung dieser Anlieferungs- und Umladestation

— regelmäßige Verdichtung der Deponien bewirkt, daß Mäusen und Ratten der Lebensraum entzogen wird und dadurch keine Greifvögel angelockt werden

— Einbau von vorgerottetem Abfall; Rotteabfall wird von Nagern und Vögeln gemieden

— gezielter Abschuß; hierzu ist es erforderlich, daß das Deponiepersonal eine Jagdberechtigung erwirbt oder daß ein Abkommen mit dem Jagdpächter geschlossen wird.

5.5.3.5 Deponiebetrieb und -kontrolle

5.5.3.5.1 Abfalleinbau

1538. Nach dem Deponie-Merkblatt der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA, 1979) wird nur zwischen zwei Einbautechniken unterschieden, dem Flächeneinbau und dem Kippkanteneinbau. Wegen der größeren Verdichtung wird der Flächeneinbau dem Kippkanteneinbau vorgezogen.

In dem Bestreben, möglichst viel Deponievolumen einzusparen sowie die Sickerwasserbelastung, die Sickerwasser- und Deponiegasmenge zu reduzieren, sind die Einbauverfahren weiterentwickelt worden.

Die nachfolgend beschriebenen Verfahren sind dabei kombinierbar, wie zum Beispiel die Rotte mit anschließendem Dünnschichteinbau. Die Nutzungsdauer der Deponie kann dadurch in vielen Fällen verlängert werden.

Einbau gerotteten Abfalls

1539. Durch Rotteprozesse werden die biologisch abbaubaren Inhaltsstoffe des Abfalls vor der endgültigen Ablagerung gezielt aerob umgesetzt. In der Bundesrepublik Deutschland ist diese Vorgehensweise bei den Siedlungsabfalldeponien („Rottedeponien") Schwäbisch Hall und Oldenburg realisiert. Bei der von JOURDAN et al. (1982) auf der Deponie Schwäbisch Hall erprobten Verfahrensweise werden hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Hausmüll, Klärschlamm und Sickerwasser in einer Mischtrommel miteinander vermischt, zerkleinert und auf den für die Rotte günstigsten Wassergehalt eingestellt. Die Aufenthaltszeit in der Trommel beträgt etwa eine Stunde.

Der so vorbehandelte Abfall wird zu Mieten aufgesetzt. Eine ausreichende Sauerstoffversorgung für den Rottevorgang wirdüber Dränschläuche erreicht. Die Rottezeit soll nach JOURDAN et al. (1982) mindestens 1 Jahr betragen. In dieser Zeit ist der Abfall alter Rottemieten in etwa 3 Lagen in die Deponie einzubauen und zu verdichten. Auf diese Lagen werden die neuen Rottefelder (Mieten) aufgesetzt.

Durch die vorangegangene Rotte läßt sich eine Einbaudichte von 1,1 bis 1,25 t/m^3 erzielen. Neben dieser hohen Einbaudichte gibt es weitere Vorteile, wie geringe Stoffkonzentrationen im Sickerwasser und geringe Deponiegasemissionen, da die Umsetzungsprozesse bereits im wesentlichen aerob vor dem Einbau in die Deponie erfolgten. Bei diesem Deponietyp ist daher keine Gasfassung eingesetzt worden. Allerdings entstehen auch beim Rottevorgang gasförmige Emissionen. Aufgrund der recht aufwendigen Verfahrenstechnik und des großen Flächenbedarfs hat sich die Deponierung mit vorangegangener umfassender Rotte bislang nicht durchgesetzt.

Einbau einer gerotteten Basisschicht

1540. Durch den Einbau einer gerotteten Basisschicht unter dem zum Beispiel im Dünnschichtverfahren eingebauten Abfall, können die später in der Deponie erfolgenden anaeroben Abbauprozesse stark beschleunigt werden.

Die Basisschicht sollte ausschließlich aus Hausmüll (Abfälle aus Haushaltungen) aufgebaut werden. Vor Abschluß eines alten Deponiefeldes ist mit einer Vorlaufzeit von einem halben Jahr Hausmüll nur noch auf das neu einzurichtende Feld zu fahren. Die übrigen Siedlungsabfälle werden als obere Schicht auf das alte Deponiefeld gebracht. Der Hausmüll ist nach dem Entleeren aus den Müllfahrzeugen zunächst unverdichtet in einer Schichtstärke von 1,5 m abzulagern. Nach etwa 3 Monaten wird die erste Hausmüllschicht verdichtet und mit einer zweiten Hausmüllschicht nach der oben beschriebenen Vorgehensweise locker überschüttet. Nach weiteren 3 Monaten, wenn der CSB des Sickerwassers aus dem neuen Feld einen Wert von 7 500 mg/l unterschreitet, kann der Schüttbetrieb im Dünnschichtverfahren aufgenommen werden (DOEDENS und THEILEN, 1988).

Austretendes Sickerwasser sollte möglichst durch Kreislaufführung im System gehalten werden, um damit einen für die Umsetzungsprozesse optimalen Wassergehalt einzustellen und für eine gleichmäßige Nährstoffversorgung der Bakterien zu sorgen (MU Nds., 1988; WEBER, 1990).

Dünnschichteinbau

1541. Durch Einbau des Abfalls in Schichten von ca. 0,3 bis 0,4 m wird eine teilweise aerobe Umsetzung der organischen Abfallbestandteile erreicht. Eine ausgeprägte saure Phase (Tz. 1498) wird dadurch weitgehend vermieden. Die aeroben Umsetzungsprozesse führen zudem zu einer Volumenreduzierung des Abfalls.

Der in einer Schichthöhe von etwa 1 m aufgeschüttete Abfall wird zu einer Schichtdicke von ca. 0,3 m verdichtet. Erst wenn die gesamte Schüttfläche mit einer Abfallage beschüttet ist, sollte die nächst höhere Lage begonnen werden. Nur so ist es möglich, die Rotte in der dünnen Abfallschicht zu gewährleisten. Die Fläche eines Deponiefeldes sollte für den Dünnschichteinbau so gewählt werden, daß pro Jahr ein Höhenwachstum von 3 bis 4 m erreicht wird. Bei diesem Höhenwachstum reicht die Zeit für die Rotte in der 0,3 m-Schicht erfahrungsgemäß aus.

WIEMER (zitiert in SPILLMANN, 1988) hat festgestellt, daß bei sorgfältigem Dünnschichteinbau zumindest innerhalb der Betriebszeit keine Sackung auftritt. Es kann mit einer Einbaudichte von ca. 0,8 bis 1 t/m^3 gerechnet werden. Eine weitere Verdichtung des Abfalls ist durch Mischung von Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall unter Zusatz von Sickerwasser zu erreichen. Nach SPILLMANN (1988) läßt sich die Dichte des eingebauten Abfalls damit um weitere 30 bis 40 Gew.-% erhöhen. Außerdem kann damit ein für die biologische Umsetzung günstigerer Wassergehalt eingestellt werden.

Einbau von Klärschlamm

1542. Wenn Klärschlamm in Siedlungsabfalldeponien abgelagert werden muß, dann sollte nur stabilisierter Klärschlamm mit einem Wassergehalt unter 65 % eingebaut werden. Erste Empfehlungen gehen dahin, zusätzlich eine Flügelscherfestigkeit von ≥ 20 kN/m^2 festzulegen (ATV/VKS, 1989). Auf diese Weise sollen die Standfestigkeit der Deponie und der Deponiebetrieb durch den Klärschlammeinbau nicht nachteilig beeinflußt werden.

Beim Einbau von Klärschlamm sind geschlossene Schlammschichten zu vermeiden, um die Standsicherheit des Deponiekörpers durch die Bildung von Gleitschichten und Sickerwasserstauhorizonten nicht zu beeinträchtigen. Dafür bieten sich als Einbautechniken mieten- und punktförmiger Einbau oder Einbau eines Gemisches von Abfall und Klärschlamm an.

5.5.3.5.2 Konzept der gesteuerten Bioreaktordeponie

1543. Die Lebensdauer der verschiedenen Dichtungssysteme kann nicht für alle Zukunft garantiert werden. Aus diesem Grund sollte eine Siedlungsabfalldeponie mit biologisch umsetzbarem Material nicht eingehaust und damit konserviert werden. Es muß vielmehr das Ziel sein, Siedlungsabfalldeponien so zu betreiben, daß die biochemischen Umsetzungen der Abfälle wesentlich beschleunigt werden. Eine solche Siedlungsabfalldeponie wird als gesteuerte Bioreaktordeponie bezeichnet.

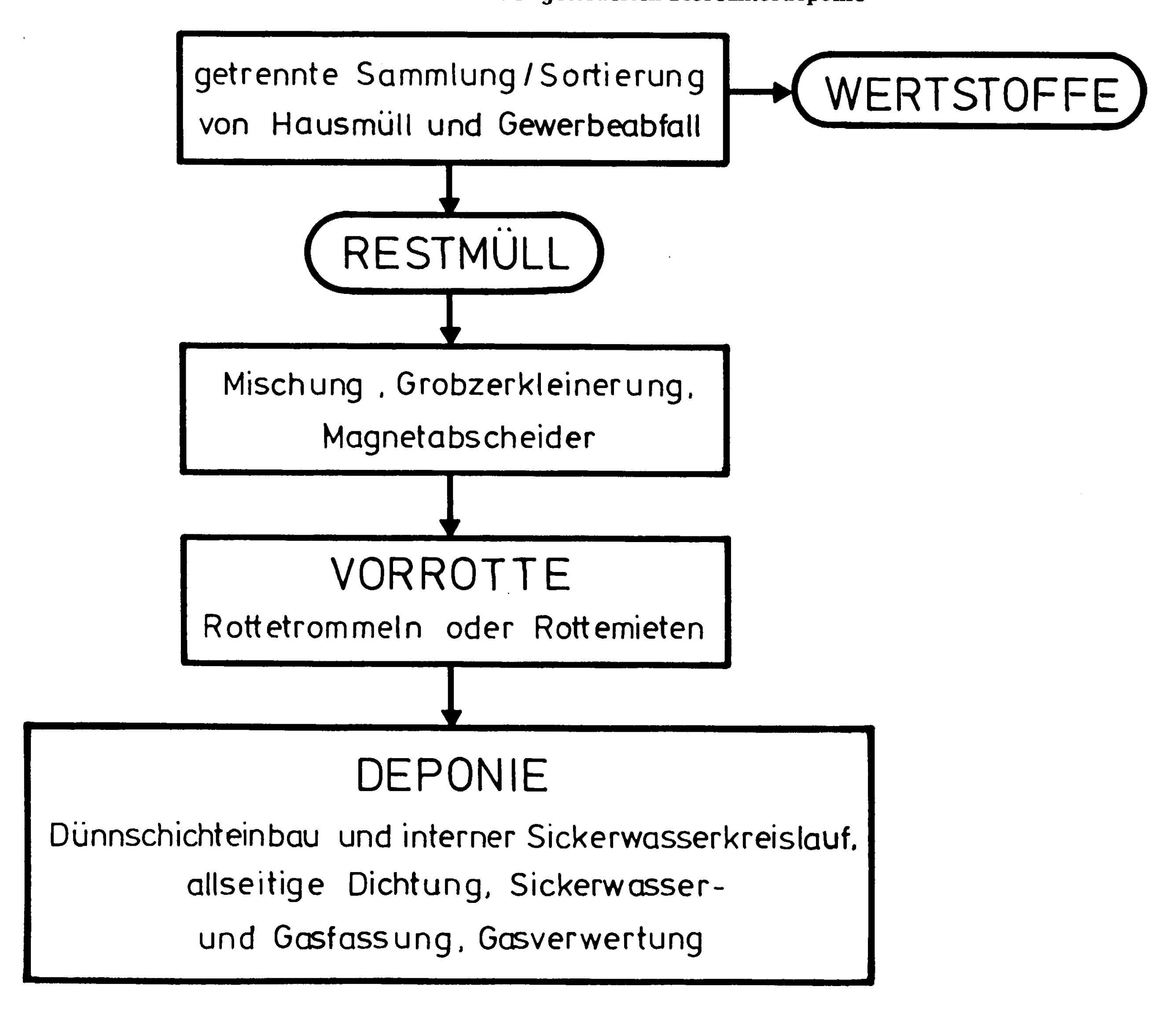
1544. Der nach einer getrennten Sammlung von Wertstoffen aus Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen noch anfallende Restmüll wird auf dem Deponiegelände vor der Einlagerung vorbehandelt. Eine sinnvolle Vorbehandlung besteht aus einer Misch- und Zerkleinerungseinheit, einem Magnetabscheider und einer anschließenden kurzen Rotte (Vorrotte). Die Vorrotte kann über Rottetrommeln oder bei kleineren Deponien über Rottemieten erfolgen. Erst der vorbehandelte, vorgerottete Abfall darf im Dünnschichtverfahren in möglichst kleine Deponieabschnitte eingebaut werden (Abb. 5.5.7). Die in der Deponie ablaufenden biologischen Umsetzungsprozesse werden durch diese Vorgehensweise wesentlich beschleunigt.

Das bereits während des Aufbaus eines Deponieabschnittes anfallende Deponiegas muß durch Gasfassungssysteme abgezogen und einer Behandlung, wenn möglich Verwertung, zugeführt werden.

Das anfallende Sickerwasser eines im Aufbau befindlichen Deponieabschnittes sollte auf den Deponieabschnitt zurückgeführt werden, um einen für die Mikroorganismen günstigen Wassergehalt und eine gleichmäßige Nährstoffversorgung zu erreichen. Dieser Prozeß der Rückführung wird als Sickerwasser-

Abbildung 5.5.7

Verfahrensschema der gesteuerten Bioreaktordeponie



Quelle: SRU

kreislaufführung bezeichnet. Die Rückführung in abgeschlossene Deponieabschnitte unter die obere Abdichtung sollte nur mit weitgehend stabilisiertem Sickerwasser (BSB_5 : CSB < 0,2) oder mit biologisch vorbehandeltem Sickerwasser durchgeführt werden, um Ausfällungsprobleme im Infiltrationsbereich zu minimieren.

Einfluß der gesteuerten Bioreaktordeponie auf das Sickerwasser

1545. Die langfristig wirksamste Maßnahme zur Verringerung der anfallenden Sickerwassermenge ist die Oberflächenabdichtung einer Deponie, durch die das Eindringen von Niederschlagswasser in die Deponie weitgehend verhindert werden kann. Abgeschlossene Deponiefelder sollten daher zur Minimierung der Sickerwassermenge und auch zur besseren Gasfassung unbedingt eine Oberflächenabdichtung erhalten (Abschn. 5.5.3.3.2). Im günstigsten Fall tritt nach Beendigung des intensiven Abbaus am Ende der Methanphase infolge der Stabilisierung des Abfalls und der Abfallauflast kein Wasser aus oben abgedichteten Deponien aus, das heißt, es fällt kein zu behandelndes Sickerwasser an. Da wegen der erforderlichen langen Beobachtungszeiträume noch keine Erkenntnisse über den Sickerwasseranfall aus oben abgedichteten Deponien vorliegen, ist eine abschließende Beurteilung über den Erfolg dieser Vorgehensweise noch nicht möglich.

1546. Nach Aufbringen der Oberflächenabdichtung muß jedoch zunächst durch Sickerwasserkreislaufführung eine für den schnellen biologischen Abbau optimale Durchfeuchtung des Deponiekörpers erreicht werden.

Die Sickerwasserkreislaufführung wurde anfangs mit dem Ziel entwickelt, die Sickerwassermenge durch Verdunstung zu verringern. Es wurde befürchtet, daß die Sickerwasserkreislaufführung eine Aufkonzentrierung der Schadstoffe im Sickerwasser zur Folge hätte. In langjährigen Untersuchungen an Deponien und Testzellen durch CORD-LANDWEHR (1985, 1986 a und b) und DOEDENS und CORD-LANDWEHR (1984) stellte sich jedoch das Gegenteil heraus. Da der höhere Wassergehalt aufgrund der Sickerwasserkreislaufführung die biologischen Abbauprozesse im Deponiekörper beschleunigte und intensivierte, wurden im Vergleich zu Deponien ohne Rückführung des Sickerwassers deutlich geringere organische Belastungen des Sickerwassers gemessen. DOEDENS und CORD-LANDWEHR (1984) haben großtechnisch verschiedene Möglichkeiten der Sickerwasserkreislaufführung erprobt und bewertet (Tab. 5.5.19).

Tabelle 5.5.19

Bewertung von Varianten bei der Sickerwasserkreislaufführung

Betriebsform Wirkung Feuchteverteilung	Verregnung auf der Deponieoberfläche flächig, optimal	Verrieselung auf der Deponieoberfläche bedingt flächig, mittel	geschlossene Rückführung in das Deponieinnere nur bei Flächendran flächig
Mengenreduzierung durch Verdunstung	maximal; bei Speicherung in verdunstungsarmen Monaten, evtl. vollständige Verdunstung in verdunstungsreichen Monaten möglich	mittel, höher wenn Speicherung wie bei Verregnung	keine Verdunstung
Beschleunigung und Intensivierung der Abbauvorgänge durch Feuchte und Impfung	Gleichmäßige Durchfeuchtung wirkt zwar positiv, aber Hemmung, der Methanisierung durch O_2 im SiW im Außenbereich möglich	Verringerte O_2-Hemmung	keine O_2-Hemmung, optimale Impfung
Beeinträchtigung des Deponiebetrages durch Sk; Arbeitshygiene	deutliche Beeinträchtigung; Trennung von Betriebs- und Verregnungsflächen notwendig	geringe Beeinträchtigung	keine Beeinträchtigung
Geruch	nur zu empfehlen bei stabilisiertem Sickerwasser mit $BSB_5/CSB \leqq 0{,}1$	auch für nicht stabilisiertes SW erträgliche Belastung	Geruchsbelastung ausgeschlossen
Winterbetrieb	bedingt möglich bei frostfrei verlegter „Hydrantenleitung", starke Abkühlung der Deponie	bei frostfrei verlegter „Hydrantenleitung" möglich, Abkühlung der Deponie	ohne Behinderung möglich, keine Abkühlung der Deponie
Kostenvergleich	hohe Pumpkosten und Personalkosten	kostengünstigste Variante	höchste Investitionen; geringste Betriebskosten

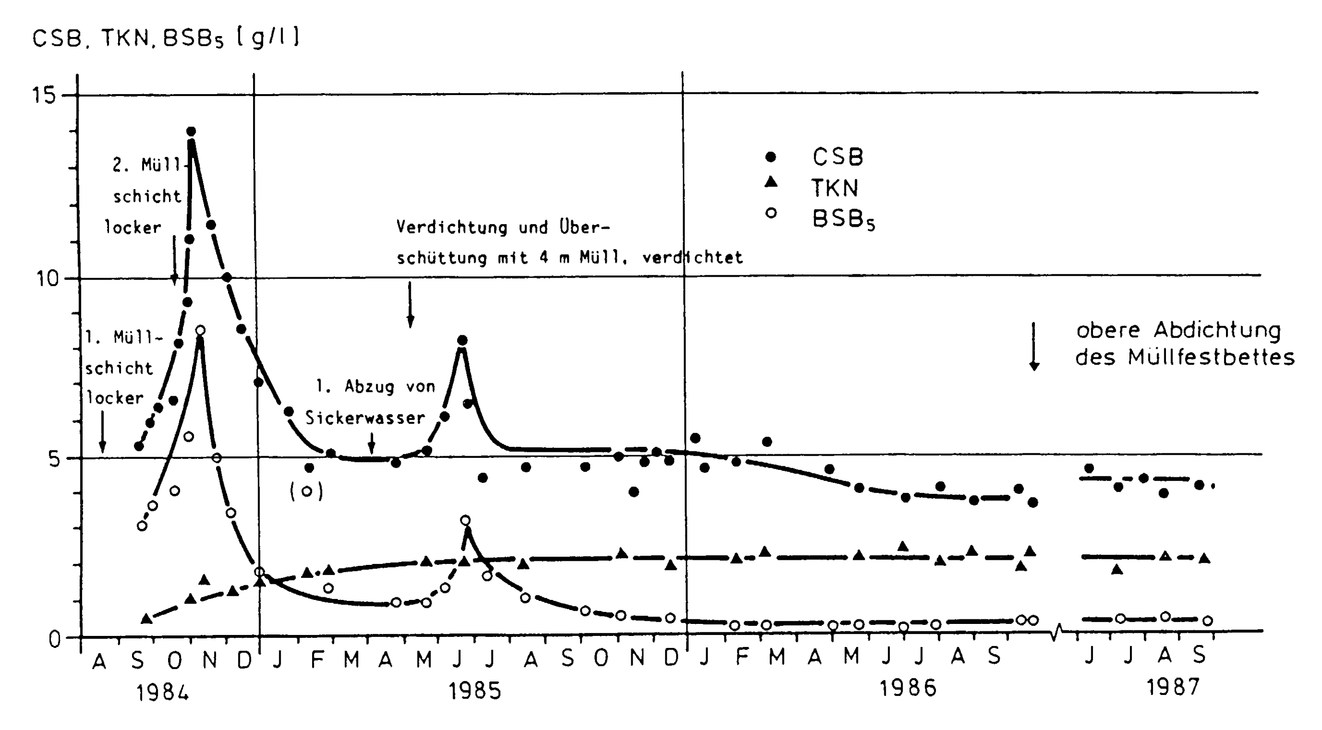
Quelle: DOEDENS und CORD-LANDWEHR, 1984

Durch Sickerwasserkreislaufführung kann das Sickerwasser während des Auftretens der hohen organischen Belastung im System gehalten werden, wodurch die externe Behandlung von hochbelasteten Sickerwässern entfällt. Erst nach dem Erreichen der Methanphase wird ein Abzug des Sickerwassers erforderlich.

1547. Zu einer Verminderung der organischen Belastung des Sickerwassers einer Deponie trägt auch die Anlage einer gerotteten Basisschicht bei Deponiebeginn bei (Tz. 1540). Beispielsweise wurde in einem Deponietestfeld durch eine gerottete Basisschicht und eine anfängliche intensive Sickerwasserkreislaufführung innerhalb von 8 Monaten die stabile Methanphase mit deutlich geringerer organischer Belastung erreicht (Abb. 5.5.8). Ursächlich für die schnelle Stabilisierung war hier vermutlich auch der Wassergehalt von im Mittel 50 % der Feuchtmasse. Vier Monate nach dem Einbringen der ersten Abfallage herrschten schon anaerobe Verhältnisse. Über die Sohldränung gefaßtes Gas hatte einen Methangehalt von 58 % und einen Kohlendioxidgehalt von 38 %.

Abbildung 5.5.8

Verlauf der Parameter chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), biologischer Sauerstoffbedarf (BSB_5) und Gesamtstickstoff (TKN) im Sickerwasser eines Testfeldes mit gerotteter Basisschicht



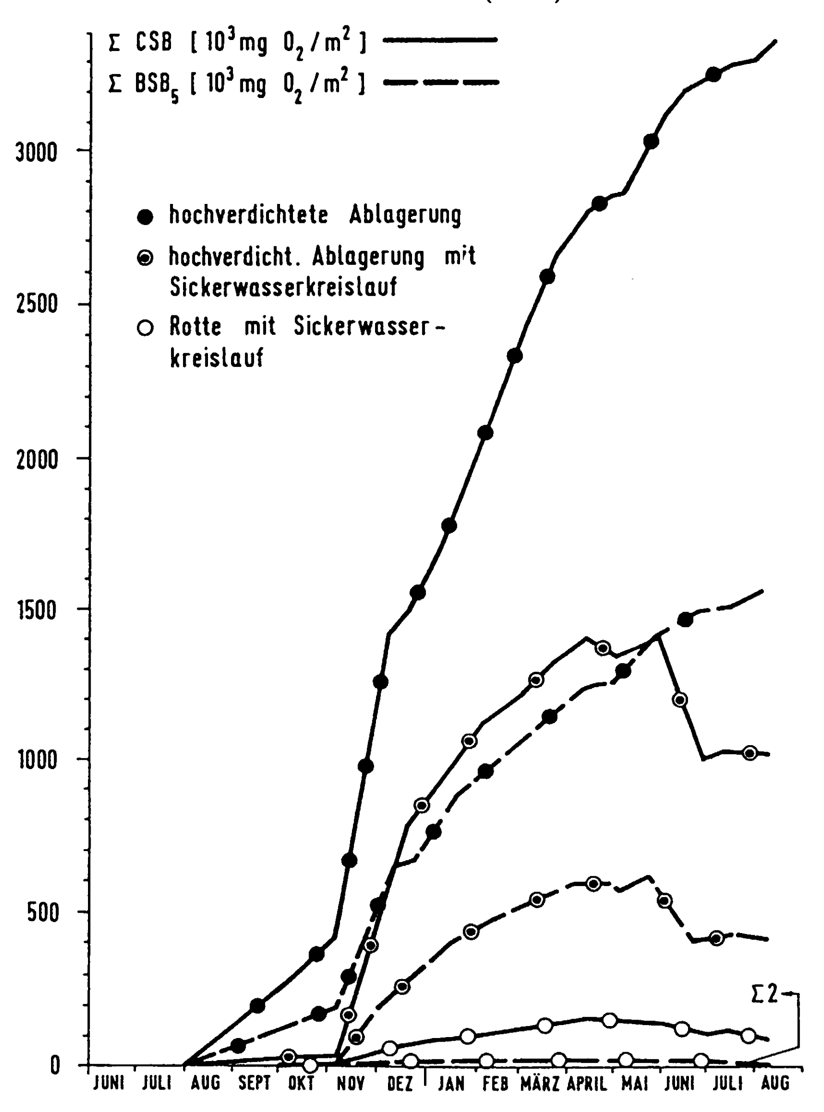
Quelle: WEBER, 1990

Dieser Effekt müßte sich noch verbessern, wenn nicht nur die Basisschicht, sondern der gesamte Abfall vor der Einlagerung gerottet wird.

1548. Abbildung 5.5.9 zeigt den Einfluß verschiedener Einbautechniken auf die Sickerwasserbelastung. Es sind die CSB- und BSB_5-Frachten, bezogen auf den Quadratmeter Deponiefläche, bei verschiedenen Deponietechniken im ersten Betriebsjahr einander gegenübergestellt. Die Beobachtungen von SPILLMANN (1988) lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Abbildung 5.5.9

Senkung der organischen Sickerwasserfrachten durch Sickerwasserkreislaufführung und aeroben Abbau (Rotte)



Quelle: SPILLMANN, 1988, verändert

— Eine Rottezeit von 3 bis 4 Monaten reicht aus, die saure Phase einer Deponie zu vermeiden und senkt die organische Anfangsbelastung um eine Zehnerpotenz.

— Der aerobe Abbau vor der Verdichtung kann auch dann die organische Belastung des Sickerwassers bis zu einer Zehnerpotenz senken, wenn nur mit einer gerotteten Basisschicht gearbeitet wird.

— Ein Sickerwasserkreislauf senkt in Verbindung mit einer Rotte die organischen Sickerwasserfrachten um mehr als eine Zehnerpotenz im Vergleich zum Sickerwasserkreislauf nach üblicher Verdichtung und um zwei Zehnerpotenzen im Vergleich zum üblichen Einbau ohne Kreislauf.

Einfluß der gesteuerten Bioreaktordeponie auf das Deponiegas

1549. Die der gesteuerten Bioreaktordeponie vorgeschaltete kurze Rotte bewirkt eine teilweise oder weitgehende aerobe Umsetzung der biologisch abbaubaren Abfallinhaltsstoffe. Auf diese Weise verbleibt für die später in der Deponie einsetzenden anaeroben Prozesse weniger Substrat, so daß gegenüber dem konventionellen Einbau fester Abfälle neben geringer belastetem Sickerwasser auch weniger Deponiegas anfällt; es entstehen jedoch auch beim Rottevorgang gasförmige Emissionen. Untersuchungen zum Einfluß auf die Gasqualität und -quantität fehlen derzeit noch.

5.5.3.5.3 Überwachung und Kontrolle von Siedlungsabfalldeponien

1550. Um zu gewährleisten, daß von Deponien möglichst wenige und schadstoffarme Emissionen ausgehen, bedarf es einer Kontrolle sowohl der angelieferten Abfälle als auch des Deponiekörpers selbst sowie der Basis- und Oberflächenabdichtungssysteme.

Die technischen Maßnahmen zur Emissionsbeherrschung müssen so lange wirksam sein, bis die Restemissionen ohne technische Schutzmaßnahmen am Deponiestandort akzeptiert werden können. Somit müssen alle Bauteile so ausgelegt werden, daß ihre Funktion auch beim Ausfallen von Teilsystemen langfristig gewährleistet ist und sie über lange Zeiträume (mehrere Jahrzehnte) hinweg einwandfrei gewartet, kontrolliert und repariert werden können. Bisher ist noch nicht ausreichend geklärt, wie lange Basisabdichtungen, Sickerwasserfassungen und Oberflächenabdichtungssysteme ihre Funktionen erfüllen können. Es fehlt dazu bislang an langjährigen, systematisch durchgeführten Kontrollmessungen an verschiedenen Deponien; der Rat empfiehlt, diese vordringlich vorzunehmen. Nur auf diese Weise kann es gelingen, die Deponietechnik ständig weiterzuentwickeln und damit auch zur Erhöhung der Akzeptanz von Deponien beizutragen.

Annahme- und Ablagerungskontrolle

1551. Bis Mitte der achtziger Jahre fand auf Siedlungsabfalldeponien praktisch keine Annahmekontrolle statt (BOLL, 1987). Dies führte dazu, daß vielfach Sonderabfälle auf Siedlungsabfalldeponien gelangen konnten. Mit der Zielsetzung, die Ablagerung nicht zugelassener Abfallarten auf Siedlungsabfalldeponien zu verhindern, werden mittlerweile unter anderem folgende Forderungen erhoben:

- Datenerfassung und -registrierung, z. B. Gewicht, Abfallart, Anlieferer
- Anlieferungserklärung bei Fremdanlieferern
- EDV-gestützte Annahmekontrolle mit Kundennummer sowie Vermerken über eventuell ungültige Transportgenehmigungen, Art des Industriebetriebes und dort anfallende Abfallarten oder bereits erfolgte Zurückweisungen
- Einsatz qualifizierten Personals für den Deponiebetrieb und dessen Kontrolle.

1552. Wegen geschlossener Anlieferfahrzeuge ist eine Kontrolle, ob der Abfall mit der Deklaration übereinstimmt, im Eingangsbereich häufig nicht möglich. Aus diesem Grund muß das Deponiepersonal von Annahmekontrolle, Vorbehandlungsanlage, Kippfeld und Einbaufeld über Funk miteinander in Verbindung stehen. Auf diese Weise kann die Deklaration des Abfalls, wenn nicht im Eingangsbereich, so doch an anderer Stelle kontrolliert werden. Zudem kann die Angabe gemacht werden, in welchem Planquadrat die Abfälle eingebaut werden. Diese Angaben müssen im Lieferschein, im Betriebstagebuch und gegebenenfalls in einem Abfallkataster festgehalten werden. Sollten bei der Kontrolle der Abfälle am Kippfeld nicht für die Deponie zugelassene Abfälle festgestellt werden, muß die Annahme der Abfälle verweigert werden.

1553. Grundsätzlich besteht das Problem, daß es bislang lediglich Negativkataloge gibt, in denen jene Abfallarten aufgelistet sind, die von der Beseitigung ausgeschlossen sind. Auch handelt es sich bei den angelieferten Abfällen in der Regel um Abfallgemische, die nicht eindeutig dem bestehenden Negativkatalog zugeordnet werden können. Verbindliche Grenzwerte für Schadstoffe in Abfällen, die auf Siedlungsabfalldeponien abgelagert werden, fehlen bisher. Bis heute gibt es daher keine geeigneten Praktiken, einschließlich der chemischen Analytik, für eine gesicherte, aussagekräftige Annahmekontrolle.

Kontrolle der Entwässerungs- und Dichtungssysteme sowie des Deponieverhaltens

1554. Die Kontrolle der Dichtungssysteme beginnt während der Baumaßnahme. Insbesondere nach Einbau der ersten Abfallschichten ist durch Kamerainspektion und Setzungskontrolle die Qualität der Bauausführung zu prüfen.

1555. Da sich Deponien während des Betriebes und nach ihrem Abschluß infolge Setzungen und Sackungen verformen, im wesentlichen hervorgerufen durch Konsolidierung des Untergrundes, Materialumsetzungen, -zerstörung und -umlagerungen, ist es erforderlich, Deponien während des Betriebes und in der Nachsorgephase regelmäßig zu vermessen. Dabei geht es nicht darum, ausschließlich die Deponieoberfläche zu vermessen, da hieraus keine Rückschlüsse auf Verformungen der Deponiesohle und der Entwässerungssysteme möglich sind. Durch ein neues Meßverfahren gelingt es auch in nur einseitig zugänglichen Entgasungs- und Entwässerungsrohren, vertikale Vermessungen vorzunehmen (COLLINS, 1987).

1556. Das Hauptproblem der langfristigen Funktionsfähigkeit der Entwässerungsysteme ist die Bildung von Inkrustationen in den Rohren und der Entwässerungsschicht. Die Inkrustationen können am wirkungsvollsten in einem möglichst frühen Stadium beseitigt werden (RAMKE, 1987). Hierfür sind regelmäßige Routinekontrollen in Form von Kamerainspektionen und regelmäßiges Reinigen der Entwässerungsrohre durch Spülungen erforderlich. Eine Zusammenstellung der Kontrollmaßnahmen enthält Tabelle 5.5.20.

1557. Eine Kontrolle des Wasserhaushalts einer Deponie erlaubt Aussagen über die Wirksamkeit des Oberflächenabdichtungssystems. Für eine Bilanzierung sind Messungen der Niederschlagshöhe, des Oberflächenabflusses sowie der Sickerwassermenge erforderlich.

Die Vorschläge von STIEF (1987) gehen so weit, auf Deponien Versuchsfelder anzulegen, um sich über die langfristige Wirksamkeit bestimmter Sicherungsmaßnahmen, zum Beispiel der Dichtungsschichten, ein praxisnahes Bild machen zu können.

1558. Die Protokollierung von Abfalleinbau, Setzungen, Sackungen, Temperaturverlauf, Ablagerungs-

Tabelle 5.5.20

Kontrollmaßnahmen an Entwässerungssystemen von Siedlungsabfalldeponien

Nr.	Kontrollmaßnahmen	während Betrieb	nach Betriebsende	Untersuchungen pro Jahr während des Betriebes*)
1	Kamerainspektion der Entwässerungsrohre	×	×	1
2	Spülung (Protokoll)	×	×	1
3	Wasserstandskontrolle in der Deponie	×	×	2
4	Abflußmessung aus einzelnen Entwässerungsrohren	×	×	2
5	Analyse der Sickerwässer aus den Einzelrohren	×	×	1
6	Setzungsmessung	×	×	1
7	Einbauaufzeichnungen	×	—	kontinuierlich
8	Temperaturmessungen	×	×	1
Bei den angegebenen Untersuchungen handelt es sich um einen Orientierungsrahmen. Häufigere Untersuchungen sind erforderlich, wenn die Werte stark schwanken oder sich rasch ändern; die Zahl der Untersuchungen kann herabgesetzt werden, wenn keine deutlichen Veränderungen mehr auftreten.				

*) die Untersuchungshäufigkeit nach Betriebsende ist im Einzelfall festzulegen.

Quelle: RAMKE, 1987, verändert

dichte, Sickerwassermenge und -zusammensetzung, Deponiegasmenge und -zusammensetzung, Wasserständen im Deponiekörper, Klimadaten usw. und eine damit verbundene Datenauswertung können verläßliche Hinweise über die Deponie und die Wirksamkeit der Dichtungssysteme liefern.

5.5.3.6 Schlußfolgerungen

1559. Wie schon in Abschnitt 5.1.1 erläutert wurde, kann in naher Zukunft noch nicht auf Siedlungsabfalldeponien verzichtet werden. Ziel muß es daher sein, die Deponietechnik weiterzuentwickeln, um die von Siedlungsabfalldeponien ausgehenden Emissionen auf ein Minimum zu begrenzen. Siedlungsabfalldeponien müssen neben einer Basisabdichtung, einer Sikkerwasser- und Deponiegasfassung auch eine Oberflächenabdichtung erhalten, die sich bis heute jedoch noch nicht durchgesetzt hat. Darüber hinaus muß die Verwertung des gefaßten Deponiegases oder zumindest eine schadstoffarme Verbrennung gefordert werden.

1560. Ein wesentlicher Schritt zur Minderung der Emissionen hinsichtlich Konzentration und Dauer ist der Betrieb der Siedlungsabfalldeponie als gesteuerte Bioreaktordeponie. Bei dieser Betriebsweise ist es möglich, daß die Umsetzungsprozesse noch während des Deponiebetriebes und der Nachsorgephase weitgehend abgeschlossen werden. Dies ist insbesondere von Bedeutung, weil noch keine ausreichenden praktischen Erfahrungen hinsichtlich der Haltbarkeit der Dichtungssysteme vorliegen. Fortschritte in der Deponietechnik sind nur möglich, wenn zukünftig wesentlich mehr Kontrolluntersuchungen während des Deponiebetriebes und nach Betriebsende durchgeführt werden.

Darüber hinaus ist zur Minderung der Deponieemissionen die getrennte Sammlung schadstoffhaltiger Abfälle aus den Haushaltungen zu forcieren, um auf diese Weise das über Siedlungsabfälle in die Deponien gelangende Schadstoffpotential zu reduzieren. Auch muß eine weitere Sortierung der Abfälle sowie eine Mischung und Grobzerkleinerung auf der Deponie erfolgen, um die biologischen Umsetzungsprozesse zu beschleunigen. Weiterhin ist die Einführung eines bundeseinheitlichen Abfallartenkataloges, der die Zulassung zur Ablagerung in Siedlungsabfalldeponien regelt, zu fordern. In Zweifelsfällen sollten die im Richtlinienentwurf des Landes Nordrhein-Westfalen (LWA NW, 1987b) geforderten Eluatanalysen und deren Grenzwerte gelten.

1561. Bodenaushub, Bauschutt und Straßenaufbruch sollten nicht mehr zur Ablagerung in Siedlungsabfalldeponien zugelassen werden, es sei denn, diese Massen sind für die Errichtung und den Betrieb der Deponie erforderlich. Aus dem gleichen Grund muß auch grundsätzlich von der Praxis abgegangen werden, für die Ablagerung unterschiedlicher Abfälle in einer Siedlungsabfalldeponie unterschiedliche Gebühren zu erheben.

5.5.4 Oberirdische Sonderabfalldeponie

1562. War man noch Ende der sechziger Jahre der Ansicht, Sonderabfälle und Siedlungsabfälle gemeinsam ablagern zu können, so mußte man bald erkennen, daß diese Art der Ablagerung zu einer Erhöhung der Schadstoffe im Sickerwasser und den gasförmigen Emissionen führt. Seit Mitte der 70er Jahre werden daher solche „Mischdeponien" nicht mehr betrieben.

Ständig steigende Kosten der Sickerwasser- und Gasbehandlung sowie die damit verbundenen Umweltprobleme führten zu der Einsicht, den Anfall von Sickerwasser und die Emission von Gasen bei Sonderabfalldeponien zu minimieren bzw. völlig zu unterbinden. Durch die Verwirklichung des Multibarrierenkonzepts (STIEF, 1986) mit den Barrieren Deponiestandort, Deponiekörper und Deponieabdichtungssysteme hofft man, Sonderabfälle umweltgerecht deponieren zu können. Zusätzliche Forderungen nach Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Dichtungssysteme haben zur Entwicklung einer Reihe neuer Deponietechniken geführt.

1563. Die Kosten der Sonderabfalldeponierung lagen 1986 in der Bundesrepublik Deutschland, abhängig von der Art des eingelagerten Abfalls, zwischen 80 bis 350 DM/t (QUENTMEIER, 1988). Gegenwärtig belaufen sich die Deponierungskosten durchschnittlich auf etwa 300 DM/t.

5.5.4.1 In Sonderabfalldeponien ablagerbare Abfälle

1564. Die Problematik des Begriffs Sonderabfall ist in Abschnitt 2.2.4 und Abschnitt 3.2.3 bereits behandelt worden. Bezüglich Abfallarten und Abfallmengen wird ebenfalls auf Abschnitt 3.2.3 verwiesen.

Die Bedingungen für die Zulassung von Sonderabfällen zur Ablagerung sind derzeit von Deponie zu Deponie unterschiedlich. Zur Minimierung der Sickerwasser- und Gasemissionen von oberirdischen Sonderabfalldeponien sind mit Erlaß der TA Abfall, Teil 1 bundeseinheitlich eine Reihe von stofflichen Anforderungen an den Sonderabfall und seine Inhaltsstoffe gestellt, die allerdings erst in der künftigen, geänderten Fassung des Teils 1 konkretisiert sind (BR-Drucksache 482/90). Wesentliches Ziel ist der Ausschluß mobiler, langlebiger, wasserlöslicher Schadstoffe sowie organischer Bestandteile, die aufgrund von Umsetzungsprozessen zu einer erhöhten Freisetzung von Schadstoffen und zur Gasbildung führen können (Barriere Abfall). Die in der künftigen TA Abfall, Teil 1 vorgesehenen Zuordnungskriterien umfassen Flügelscherfestigkeit, axiale Verformung, einaxiale Druckfestigkeit, Glühverlust, extrahierbare lipophile Stoffe sowie verschiedene Eluatkriterien (vgl. Tab. 5.5.21).

Abfälle, die diese Kriterien der TA Abfall nicht erfüllen, müssen, um oberirdisch abgelagert werden zu können, zuvor biologisch, chemisch-physikalisch oder thermisch behandelt werden (Kap. 5.2 bis 5.4); andernfalls kommen zur Ablagerung nur Monodeponien oder, zum Beispiel bei höherer Löslichkeit, Untertagedeponien in Frage (Abschn. 5.5.5).

1565. Im Hinblick auf das Sickerwasser kommt den Eluatanalysen bei der Beurteilung der Zulässigkeit der Ablagerung eine besondere Bedeutung zu. Im Rahmen der TA Abfall werden Grenzwerte für eine Reihe von Parametern festgelegt (Tab. 5.5.21). Die vorgesehenen Grenzwerte sind in der Regel höher als diejenigen der Entwürfe der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA) der Schweiz und der Richtlinie für Abfalldeponien Österreichs (FISCHER und SCHENKEL, 1990), das heißt, die Anforderungen sind geringer. Diese im Vergleich etwas niedrigeren zu erwartenden Anforderungen der TA Abfall an die Auslaugbarkeit bzw. Qualität des Abfalls sollen durch weitaus höhere Anforderungen an den Deponiestandort sowie an die Basis- und Oberflächenabdichtungssysteme ausgeglichen werden (vgl. Tab. 5.5.22). Der Rat ist jedoch der Auffassung, daß aus der Sicht des langfristigen Umweltschutzes Eluatwerte so streng wie möglich festgelegt werden müssen.

1566. Nach Angaben des Umweltbundesamtes (UBA, 1986) gab es 1983 in der Bundesrepublik 79 Sonderabfalldeponien. Die überwiegende Zahl sind betriebseigene Deponien. Angaben zur Ausstattung von Sonderabfalldeponien liegen nicht vor. Das verfügbare Deponievolumen wird mit ca. 80 Mio. m^3 angegeben (Stand 1983); unter Zugrundelegung der jetzigen Entsorgungspraxis wird vom Umweltbundesamt (UBA, 1986) eine durchschnittliche Nutzungsdauer von 10 bis 15 Jahren (Stand 1983) genannt. Bei der Ermittlung von öffentlich zugänglichen Ablagerungskapazitäten für Sonderabfälle gehen ZUBILLER (1988) und GOSSOW (1988 a) bundesweit von 8 verfügbaren oberirdischen Deponien aus (ZUBILLER: Stand 1986; GOSSOW: Stand 1987). Die errechneten Kapazitäten dieser Sonderabfalldeponien sind in Tabelle 5.5.23 zusammengestellt.

Faßt man die genannten zur Verfügung stehenden Restvolumina zusammen, so kommt man zu einem Deponievolumen von 9,7 bis 10,7 Mio. m^3. Trotz dieser Kapazitäten kommt es örtlich zu erheblichen Engpässen.

1567. Steigende Kosten und Kapazitätsprobleme bei der Sonderabfallbeseitigung haben bereits zur verstärkten Vermeidung und Verwertung von Sonderabfällen geführt. Dennoch ist für die Zukunft mit einem Anstieg der Sonderabfallmengen zu rechnen (Abschn. 3.2.3). Ursachen hierfür sind daneben

— die steigende Anzahl von Abfallverbrennungsanlagen,

— die steigenden Anforderungen an die Rauchgas- und Abwasserreinigung,

— die steigenden Anforderungen und stärkeren Kontrollen bei der Ablagerung in Siedlungsabfalldeponien,

— die zunehmende Sanierung von Altlasten.

Während die Verordnung zu § 2 Abs. 2 AbfG nur 87 unterschiedliche Abfälle mit Abfallschlüsselnummern erfaßt und darüber hinaus über 200 weitere Abfallarten in den Bundesländern nach § 11 Abs. 2 AbfG als nachweispflichtig erklärt worden sind, umfaßt die neue Abfallbestimmungs-Verordnung mehr als 300 Sonderabfallarten und der Katalog der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle der TA Abfall 381 Abfallschlüssel. Dies bedeutet eine Zunahme der Sonderabfallmenge per Definition (vgl. Abschn. 3.2.3).

5.5.4.2 Deponiestandort

1568. Für Sonderabfalldeponien gelten die gleichen Standortbedingungen hinsichtlich der Lage zum Grundwasserspiegel, zu Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebieten sowie zur Wohnbebauung wie für

Tabelle 5.5.21

Zulässige Konzentrationen von Inhaltsstoffen in Eluaten als Zuordnungskriterien für oberirdische Sonderabfalldeponien

	Entwürfe			
	TA Sonderabf. Anhang D[1])	Schweiz TVA	Österreich[3])	
		Reststoff-deponie[2])	Reststoff-deponie A 2	Industrie-deponie
1. pH-Wert	4–13	6–11	6–11	6–12,5
2. Leitfähigkeit	100 000 µS/cm			
3. wasserlöslicher Anteil	10%	5%		
4. CSB			75 mg/l	
5. TOC/DOC[1])	200 mg/l	50 mg/l	25 mg/l	
6. AOX	3 mg/l		0,1 mgCl/l	3,0 mg/l
7. EOX	·			
8. PAK		·		
9. Phenol	100 mg/l			
10. Kohlenwasserstoff		5 mg/l	10 mg/l	
11. Lipophile, schwerflüchtige organische Chlorverbindungen		0,05 mg(Cl)/l		
12. chlorierte Lösungsmittel		0,1 mg(Cl)/l		
13. Organochlorpestizide		0,005 mg(Cl)/l		
14. Fischtest i. unverd. Eluat				
	in mg/l			
15. Al — Aluminium		10*)	10*)	
16. Sb — Antimon				
17. As — Arsen	1	0,1*)	0,1	
18. Ba — Barium		5*)	10*)	
19. Be — Beryllium				
20. B — Bor				
21. Pb — Blei	2	1*)	1,0*)	
22. Cd — Cadmium	0,5	0,1*)	0,1*)	
23. Cr ges. — Chrom gesamt			2,0*)	
24. Cr III — Chrom III		2*)		
25. Cr VI — Chrom VI	0,5	0,1*)	0,1	
26. Fe — Eisen			2,0	
27. Co — Kobalt		0,5*)	2,0*)	
28. Cu — Kupfer	10	0,5*)	1,0*)	
29. Mn — Mangan				
30. Ni — Nickel	2	2*)	2,0*)	
31. Hg — Quecksilber	0,1	0,01*)	0,01*)	
32. Se — Selen				
33. Ag — Silber		0,1*)	0,1*)	
34. Tl — Thallium				
35. V — Vanadium				
36. Zn — Zink	10	5*)	3,0*)	
37. Sn — Zinn		2*)	2,0	
38. Fluorid	50	10	10	500
39. Ammoniak		5 (N)*)		
40. Ammonium	1 000		10*)	1 000
41. Chlorid	6 000		i. Einzelf. fzlg.	i. Einzelf. fzlg.
42. Cyanid gesamt				
43. Cyanid frei	1 (CN)	0,1 (CN)	0,1	20
44. Nitrat			i. Einzelf. fzlg.	i. Einzelf. fzlg.
45. Nitrit	30	1	5,0	
46. Phosphat		10	1	
47. Sulfid		0,1	i. Einzelf. fzlg.	
48. Sulfit		1		
49. Sulfat	5 000			2 500

*) gemessen in schwach saurem Eluat
[1]) Stand 2/89; Werte entsprechen BR-Drucksache 482/90 von 7/90
[2]) Stand 8/88
[3]) Stand 1/89

Quelle: FISCHER und SCHENKEL, 1990, verändert

Tabelle 5.5.22

Anforderungen an Deponiestandorte, Basis- und Oberflächenabdichtung, Sickerwasser- und Gasbehandlung für Sonderabfalldeponien

	TA Sonderabfall[A]) Entwurf		Österreich[B]) Entwurf		Schweiz[C]) Entwurf
	Regel-SAD	Mono-SAD	Reststoff-deponie A2	Industrie-deponie B	Reststoff-deponie
1. Anforderungen an den Standort					
1.1 Lage außerhalb von:					
— Trinkwasserschutzzonen	ja	ja	ja	ja	ja
— Grundwasser- und Heilquellen-schutzgebieten	ja	ja	ja	ja	ja
1.2 Deponieaufstandsfläche mindestens 1 m über dem höchsten zu erwartenden Grundwasser(-druck)spiegel	ja	ja	ja	ja	k. a.
1.3 Dichter Untergrund gefordert	ja	ja	ja	ja	ja
1.4 Durchlässigkeit des anstehenden Untergrundes (k-Wert)	1×10^{8}	1×10^{-8}	k. a.	k. a.	1×10^{-7}
mit einer Mächtigkeit von (m)	3	3			10
(CH): ohne Einbau eines künstlichen Basisabdichtungssystems (k; m)					1×10^{-9}/10 m
2. Anforderungen an die Basisabdichtung					
2.1 Basisabdichtung gefordert	ja	ja	ja	ja	ja
2.2 Einfach-/Kombinationsdichtung	Kombi	[1])	Einf./Komb[2])	Kombi	zumind. min.
a) Mineralische Dichtungsschicht (k-Wert)	1×10^{-10}		1×10^{-9}	1×10^{-9}	1×10^{-9}
mit einer Mächtigkeit von (cm)	150		60	60	mind. 80
b) Kunststoffdichtungsbahn (mm)	2		2	2	k. a.
3. Anforderungen an die Oberflächenabdichtung					
3.1 Oberflächenabdichtung gefordert	ja	ja	ja	ja	Abdeckung
3.2 Einfach-/Kombinationsdichtung	Kombi	[1])	Einf.	Einf.	
a) Mineralische Dichtungsschicht (k-Wert)	1×10^{-10}		k. a.	k. a.	
mit einer Mächtigkeit von (cm)	50		60	60	
b) Kunststoffdichtungsbahn (mm)	2				
4. Anforderungen an die Sickerwasserbehandlung					
4.1 Sickerwasserfassung gefordert	ja	ja	ja	ja	ja
4.2 Ableiten in den Vorfluter/in ein Gewässer			ja bzw. 4.3	ja bzw. 4.3	ja bzw. 4.3
4.3 Reinigung auf der Deponie	Reinigung	Reinigung	[4])	ja	[3])
5. Anforderungen an die Gasbehandlung	[5])	[5])	i. A. nein	i. A. nein	
5.1 Gasbildung zu erwarten			i. A. nein	i. A. nein	
5.2 Offene Entgasung über die Deponieoberfläche				i. d. R. mögl.	
5.3 Gasfassung und Behandlung			i. A. nein	i. A. nein	

[1]) Evtl. geringere Anforderungen möglich als bei der Regel-SAD
[2]) Mindestens eine mineralische Dichtung, oder Kombinationsdichtung
[3]) Verschmutztes Abwasser ist in eine leistungsfähige Abwasserreinigungsanlage zu leiten oder in einer zur Deponie gehörenden Anlage zu behandeln
[4]) Sofern ein Einleiten von unbehandeltem Sickerwasser in ein Gewässer in einem absehbaren Zeitraum nicht möglich ist, muß zur Überbrückung dieser Zeitspanne Sickerwasser behandelt werden
[5]) Sollte eine Gasbildung eintreten, so ist eine Gasbehandlung vorgeschrieben
[A]) Stand 2/89
[B]) Stand 1/89
[C]) Stand 8/88
* 1×10^{-7} (BR-Drucksache 482/90 von 7/90)
** 2,5 (BR-Drucksache 482/90 von 7/90)

Quelle: FISCHER und SCHENKEL, 1990, verändert

Tabelle 5.5.23

Kapazitäten der Sonderabfalldeponien in der Bundesrepublik Deutschland, Stand 1987

Standort		Noch verfügbares Netto-Volumen[1] (m^3)	Verfülldauer[2] (Jahre)
Rondeshagen	(SH)	600 000	ca. 13
Ochtrup	(NRW)	200 000	ca. 4
Hünxe	(NRW)	1,2 Mio	ca. 7
Hoheneggelsen	(NDS)	1,0—2,0 Mio	ca. 30
Mainhausen	(HE)	3,0 Mio[6]	ca. 35
Gerolsheim	(RH-PF)	700 000	10—12
Billigheim[3]	(BW)	750 000	ca. 10
Raindorf	(BAY)	1,65[7]	15—20
Gallenbach[4]	(BAY)	600 000	12—15

[1]) Reines Verfüllvolumen ohne Zwischenabdichtungen, Oberflächenabdichtung etc.
[2]) Hochgerechnet auf Basis 1987
[3]) z. Z. nicht in Betrieb
[4]) incl. Erweiterung
[5]) Ringschachtdeponie, Durchmesser und Tiefe im Genehmigungsverfahren noch festzulegen
[6]) noch nicht in Betrieb
[7]) incl. Süderweiterung

Quelle: GOSSOW, 1988a, verändert

Siedlungsabfalldeponien (Abschn. 5.5.3.2). Einen Vergleich mit den Standortanforderungen in Österreich und der Schweiz enthält Tabelle 5.5.22. Zur Durchlässigkeit des Untergrundes siehe auch Tz. 1572.

5.5.4.3 Deponieabdichtungssysteme

1569. Bezüglich der Deponieabdichtungssysteme von Sonderabfalldeponien ist der Stand der Technik in der künftigen TA Abfall, Teil 1 (BR-Drucksache 482/90) beschrieben. Im Rahmen des Multibarrierenkonzepts werden an Abdichtungssysteme eine Vielzahl von Anforderungen gestellt. Weitgehende Anforderungen lauten (LÜHR und STAUPE, 1987):

— Die oberirdische Deponie ist mindestens als Doppelwandsystem mit getrennter Leckanzeige für möglichst viele Teilbereiche auszulegen, um sicher detektieren zu können.

— Das technische System ist so zu konstruieren, daß es im Bedarfsfall reparierbar ist.

— Eine Durchströmung der Deponie durch Niederschlagswasser während der Einlagerung und nach Schließung ist zu verhindern.

— Ist eine Durchströmung der Deponie nicht sicher auszuschliessen, so ist eine gezielte Entwässerung vorzusehen, die das Sickerwasser einer chemisch-biologischen Abwasserreinigungsanlage zuführt.

1570. Zur Ausführung von Basisabdichtungen hat die künftige TA Abfall, Teil 1 entsprechende Kriterien festgelegt (BR-Drucksache 482/90). Neben der Basisabdichtung ist die Oberflächenabdichtung zur dauerhaften Verhinderung der Sickerwasserneubildung von ausschlaggebender Bedeutung. Die Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit dieser beiden Dichtungselemente wird immer wichtiger.

Entgasungseinrichtungen werden bei Sonderabfalldeponien grundsätzlich nicht eingebaut. Man beschränkt sich auf eine Gasfassung direkt unter der Oberflächenabdichtung, die nur im Bedarfsfall einzubauen ist. Hinsichtlich der Ausführung von Sickerwasserfassungen gelten die gleichen Kriterien wie bei Siedlungsabfalldeponien (Tz. 1488 f.).

Die Forderung nach Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Dichtungssysteme hat zur Entwicklung von Deponien mit begehbarer Sohle geführt. Hierzu existiert zwar eine Reihe von Planungen, diese sind jedoch in der Praxis noch nicht zur Anwendung gekommen.

1571. Das Ziel der Rückholbarkeit des Abfalls zu einem späteren Zeitpunkt, wenn dessen Aufarbeitung bzw. Verwertung technisch und wirtschaftlich sinnvoll ist, ist im Konzept einer Behälterdeponie in Form von Tief- oder Hochbehältern berücksichtigt. Eine Sonderabfalldeponie vom Typ Tiefbehälterdeponie wurde 1980/81 realisiert (BECKMANN et al., 1987).

5.5.4.3.1 Basisabdichtungssysteme

1572. Im Hinblick auf die Langzeitsicherheit einer Sonderabfalldeponie ist die natürliche Eignung eines Standortes in Form eines sehr gering durchlässigen, naturdichten Untergrundes, zum Beispiel einer Ton- oder Mergelschicht, eine wichtige Voraussetzung. Konkret erfordert dies eine entsprechende Stärke der Tonschicht mit einem geringen Durchlässigkeitsbeiwert. Im Richtlinienentwurf des Landes Nordrhein-Westfalen (LWA NW, 1987 b) wird eine mindestens 3 m mächtige Tonschicht mit einem Durchlässigkeitsbeiwert $k_f \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s oder 5 Meter Boden mit geringer Durchlässigkeit $k_f \leq 1 \times 10^{-7}$ m/s gefordert. Im letzteren Fall ist durch bautechnische Maßnahmen, wie Bodenaustausch, Bodenvergütung, Bodenverdichtung, die Durchlässigkeit der oberen 2 Meter auf

$k_f \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s zu verringern (LWA NW, 1987 b). Die künftige TA Abfall sieht dagegen einen 3 m mächtigen tonmineralhaltigen Untergrund mit einer Gebirgsdurchlässigkeit von $k_f \leq 1 \times 10^{-7}$ m/s als in der Regel ausreichend an; sind diese Voraussetzungen nicht voll erfüllt, so sind sie durch zusätzliche Maßnahmen sicherzustellen (BR-Drucksache 482/90).

1573. Auf diesem Untergrund soll eine dem Stand der Technik entsprechende Deponiebasisabdichtung aufgebracht werden. Entsprechende Regelungen sind in der künftigen TA Abfall, Teil 1 vorgesehen. Als Dichtungssystem bietet sich die bereits bei der Siedlungsabfalldeponie erläuterte Kombinationsdichtung an (Tz. 1487), wobei aber dickere Folien und dickere mineralische Dichtungsschichten vorzusehen sind.

1574. Die Dichtwirkung der üblichen Kombinationsdichtung ist nach Beginn der Abfallablagerung nicht mehr direkt zu überprüfen, eine Reparatur auftretender Undichtigkeiten ist nicht möglich. Die Forderung nach Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Dichtungssysteme kann erst durch eine weitere Dichtungsschicht mit Entwässerungssystem erfüllt werden. Solche doppelten Basisabdichtungssysteme bzw. Zwei-Barrieren-Dichtungssysteme können in Form verschiedener Kombinationen von Kunststoffdichtungen und mineralischen Dichtungen ausgeführt werden, beispielsweise Kunststoffdichtung und Kombinationsdichtung, Kunststoffdichtung und mineralische Dichtung (STIEF, 1985 b; Abb. 5.5.10) oder auch Kombinationsdichtung und mineralische Dichtung (BIELER, 1988).

Durch eine zweite Entwässerungsschicht besteht die Möglichkeit, Leckagen an der oberen Dichtungsschicht festzustellen und gegebenenfalls über das Einpressen einer Bentonitsuspension zu reparieren. Bei den Varianten mit mineralischer Dichtungsschicht (z. B. Variante 2, Abb. 5.5.10) besteht darüber hinaus die Möglichkeit, von Zeit zu Zeit Wasser zuzuführen, um einem Austrocknen der mineralischen Dichtung vorzubeugen.

Verbessert werden kann die Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Basisdichtungssysteme durch eine feldweise Kontrolldränage, wie sie erstmals bei der Deponie Flotzgrün angewendet worden ist (GOSSOW, 1988b).

1575. Mit dem Ziel einer Kontrollierbarkeit hat die Bauindustrie verschiedene Systeme mit begehbaren Kontrollstollen entwickelt. Noch weitreichendere Kontrollmöglichkeiten bieten Deponien mit begehbarer Basis. Diese Deponien ermöglichen eine dauerhafte Kontrollierbarkeit durch Inaugenscheinnahme sowie eine dauerhafte Auswechselbarkeit einzelner Dichtungselemente, ohne daß der Abfall ausgelagert werden muß. Auch hierzu ist von der Bauindustrie eine Reihe von Systemen entwickelt worden, die jedoch noch nicht realisiert sind.

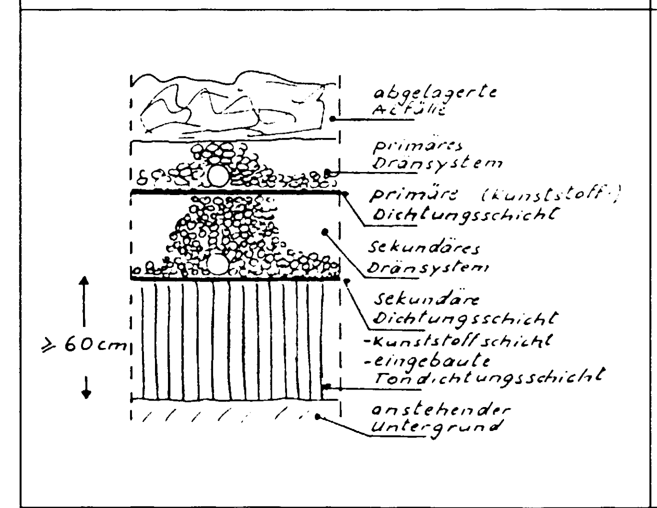
Deponien dieses Typs sind nicht unumstritten, da technische Systeme dieser Art immer eine endliche Lebensdauer haben. Auch bei diesen Systemen bedarf die Deponie und ihre Basis einer immerwährenden Kontrolle und gegebenenfalls auch einer Reparatur. Die entstehenden Kosten sind nicht absehbar.

1576. Bei allen Bemühungen um eine über lange Zeiträume wirksame Basisabdichtung darf nicht davon ausgegangen werden, daß Dichtungssysteme einen Schadstoffaustrag aus Deponien langfristig verhindern können. Die Inertisierung der abzulagernden

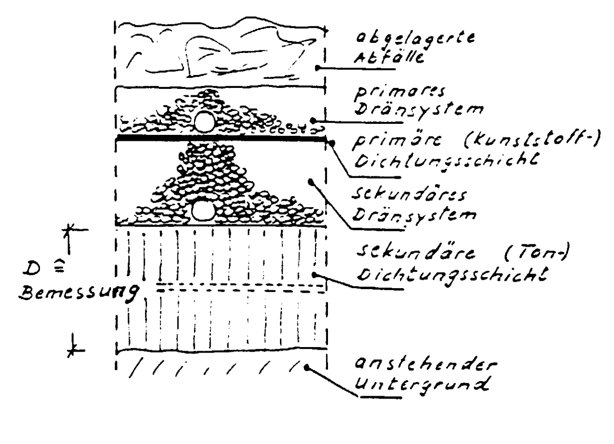
Abbildung 5.5.10

Möglichkeiten für doppelte Basisabdichtungssysteme

Variante 1: Doppelte Basisabdichtung mit Kunststoffdichtung als primärer und Kombinationsdichtung als sekundärer Dichtungsschicht



Variante 2: Doppelte Basisabdichtung mit Kunststoffdichtung als primärer und mineralischer Dichtung als sekundärer Dichtungsschicht (Dicke entsprechend der Bemessung)



Quelle: STIEF, 1985b, ergänzt

Abfälle muß deshalb im Vordergrund aller Bemühungen stehen.

5.5.4.3.2 Oberflächenabdichtungssysteme

1577. Alle Deponien werden nach abgeschlossener Einlagerung mit einer endgültigen Oberflächenabdichtung versehen. Die Anforderungen an diese Abdichtung sind im Prinzip mit denen von Siedlungsabfalldeponien identisch (Tz. 1491 ff.) und in der künftigen TA Abfall, Teil 1 beschrieben. Über die Oberflächenabdichtung der Sonderabfalldeponie Georgswerder berichtet WOLF (1987) und über die obere Abdichtung der geplanten Sonderabfalldeponie Mainhausen SCHÖNER (1988).

1578. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens wurden verschiedene Oberflächenabdichtungssysteme in Testfeldern der Deponie Gerolsheim erprobt; URBAN (1987) schildert die bisher vorliegenden Ergebnisse. Der Rat ist der Auffassung, daß in jedem Fall Kombinationsdichtungen verwendet werden sollen.

1579. Hinsichtlich einer Verringerung des Sickerwasseranfalls hat sich die Überdachung des Einlagerungsbereiches der Deponie bewährt. Bei der Deponie Rondeshagen sind 5 400 m^2 durch ein Wechseldach geschützt. Das Dach besteht aus 20 × 90 m großen Elementen, die auf Stahlstützen aufgelagert sind. Die Stützkonstruktion verbleibt in der Deponie. Durch Einsparung von Sickerwasserreinigungskosten wirkt sich eine temporäre Überdachung auf die Dauer kostenreduzierend aus. Darüber hinaus sind die Einbaubereiche möglichst klein zu halten und schnellstmöglich mit einer Oberflächenabdichtung zu versehen.

5.5.4.3.3 Behälterdeponien

1580. Behälterdeponien, sowohl Hochbehälter- als auch Tiefbehälterdeponien, verfolgen das Ziel der Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Dichtungselemente. Sie ermöglichen darüber hinaus eine Rückholbarkeit des eingelagerten Abfalls, so daß sie auch als Zwischenlager geeignet wären (vgl. TA Abfall, Teil 1). Aus Gründen der Störfallsicherheit sind an diese Zwischenlager die gleichen Anforderungen zu stellen wie an Chemikalienlager der chemischen Industrie.

Behälterdeponien werden sowohl für eine Zwischen- als auch für eine Endlagerung diskutiert. Wie bei allen technischen Bauwerken kann das Langzeitverhalten nicht prognostiziert werden. Nach Ansicht des Rates kommen Behälterdeponien keinesfalls als Endlager in Frage.

5.5.4.4 Deponieemissionen

1581. Die Emissionen von Sonderabfalldeponien beschränken sich im wesentlichen auf das Sickerwasser. Darüber hinaus können gasförmige Emissionen und Geruchsbelästigungen auftreten. Belästigungen während des Deponiebetriebes durch Papierflug, Verwehungen, Vögel, Ungeziefer und Lästlinge sind aufgrund der Abfallzusammensetzung nicht zu erwarten. Lärmbelästigungen durch Anliefer und Deponiefahrzeuge entsprechen denen anderer Deponien (Tz. 1533). Staubemissionen entstehen wie bei den Siedlungsabfalldeponien im wesentlichen durch den Anlieferverkehr. Abhilfe schafft hier vor allem die Trennung der Verkehrsflächen von Anliefer- und Deponieverkehr, die Befestigung der Deponiestraßen, deren regelmäßige Reinigung sowie die Schaffung von Abrollstrecken. Staubemissionen durch den Abfall selbst werden im allgemeinen dadurch verhindert, daß die Anlieferung in geschlossenen Behältnissen (Fässer oder Kunststoffsäcke) erfolgt.

5.5.4.4.1 Deponiesickerwasser

1582. Für den Sickerwasseranfall in Sonderabfalldeponien müßten bei Einbau in offener Deponiegrube die gleichen Zahlenwerte gelten wie für Siedlungsabfalldeponien (Tz. 1505). Eine Umfrage der Arbeitsgruppe „Sickerwässer aus Industrie- und Sonderabfalldeponien" der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) ergab folgendes Ergebnis (ATV, 1988): Von 73 Deponiebetreibern gaben 31 an, kein Sickerwasser zu fassen; es handelt sich hierbei im wesentlichen um kleinere Spezialdeponien. Von 42 Deponien, die Sickerwasserdaten zur Verfügung stellten, gaben 21 Sickerwassermengen an, die zwischen 0,1 und 18 636 $m^3/ha \cdot a$ lagen.

1583. Die Sickerwasserbeschaffenheit wird im wesentlichen bestimmt durch die Kontaktzeit zwischen Niederschlagswasser und Abfall sowie durch den pH-Wert des Sonderabfalls. Veränderungen des pH-Werts infolge biologischer Umsetzungsprozesse sind nicht zu erwarten; dagegen kann es in alkalischen Deponiebereichen durch saures bis neutrales Niederschlagswasser zu pH-Wert-Verschiebungen und damit zu einer zunehmenden Schwermetallbelastung kommen. Tabelle 5.5.24 zeigt deutlich die Abhängigkeit der Sickerwasserbeschaffenheit vom pH-Wert. Die Sonderabfälle sind entsprechend ihres pH-Werts in unterschiedlichen Poldern eingelagert worden. Obwohl keine Trennung der Abfälle nach ihrem Metallgehalt stattfindet, werden im „sauren" Deponieteil A um ein Vielfaches höhere Belastungen festgestellt. „Die unter den Spalten A und B dargestellten Werte geben nur Tendenzen wieder, da die Proben nicht an der Sohle der Deponie gezogen werden konnten. So ist zu vermuten, daß in Abhängigkeit von der Tiefe ein Konzentrationsgefälle im eingestauten Sickerwasser nachzuweisen ist. Somit geben die in Spalte C dargestellten Werte für den chemischen und biochemischen Sauerstoffbedarf realistische Größenordnungen für Wasser an der Basis einer Deponie wieder" (QUENTMEIER, 1988).

Über Sickerwasserzusammensetzungen zweier anderer Sonderabfalldeponien berichten QUENTMEIER (1988) und BARTH et al. (1988).

Tabelle 5.5.24

Belastung des Sickerwassers aus verschiedenen Bereichen der Sonderabfalldeponie Hoheneggelsen

Parameter	Einheit	A	B	C
pH-Wert	—	4,6	6,8	8,8
CSB	mg/l O_2	19 000	2 500	59 295
BSB_5	mg/l O_2	11 300	800	40 900
Kohlenwasserstoffe	mg/l	< 25	—	95,7
AOX	mg/l Cl	52	5,6	—
Ammonium	mg/l N	260	120	4 930
Cyanid	mg/l	0,5	0,5	0,04
Arsen	mg/l As	—	< 0,1	0,01
Cadmium	mg/l Cd	45	< 0,1	< 0,01
Chrom, ges.	mg/l Cr	290	< 0,1	< 0,01
Eisen	mg/l Fe	2 700	61	—
Quecksilber	mg/l Hg	< 0,1	< 0,1	< 0,001
Blei	mg/l Pb	16	< 0,2	< 0,02
Zink	mg/l Zn	3 100	0,2	37
Chlorid	mg/l Cl	10 100	1 650	150 980
Sulfat	mg/l SO_4	—	—	6 560

A — Sickerwasser aus einem „sauren" Polder
B — Sickerwasser aus einem „neutralen" Polder
C — Sickerwasserprobe von der Deponiesohle (SCHMIDT, 1982)

Quelle: QUENTMEIER, 1988

1584. Die Umfrageergebnisse der ATV-Arbeitsgruppe zur Sickerwasserbeschaffenheit sind in Tabelle 5.5.25 zusammengefaßt.

Die Auswertung ergibt folgendes Bild (ATV, 1988):

— Für eine Beurteilung wichtige Analysen sind bisher noch nicht in ausreichendem Umfang durchgeführt worden. Das Datenmaterial ist bei Chlorid, Sulfat, den Schwermetallen und den organischen Summenparametern CSB und BSB_5 ausreichend; AOX als Summenparameter und vor allem Einzelbestimmungen chlororganischer Verbindungen fehlen dagegen weitgehend.

— Die Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe haben große Spannbreiten, meist über mehrere Zehnerpotenzen. Eine große Zahl der hohen Werte sind Sickerwässern von älteren Sonderabfalldeponien zuzuordnen. Als Ursachen sind eine veraltete Betriebstechnik mit einer heute nicht mehr üblichen Zulassung von Abfällen mit extrem hohen wasserlöslichen Anteilen zu nennen.

— Eine statistisch signifikante Zuordnung von Deponien zu bestimmten Deponieklassen anhand der Sickerwasserdaten ist nicht möglich. Teilt man die Deponien aufgrund der Angaben der Deponiebetreiber nach den abgelagerten Abfallarten in Klassen ein (vgl. Legende Tab. 5.5.25), so sind bei dieser Art der Klassifizierung in den Sickerwasserkonzentrationen Trends erkennbar und die Werte innerhalb der Gruppen teilweise erklärbar; eine voll befriedigende Aufklärung der Zusammenhänge zwischen den abgelagerten Abfällen und der Sickerwasserzusammensetzung gelingt nicht.

— Für die Zukunft ist zu erwarten, daß insbesondere neue Deponien nur noch als geordnete Deponien betrieben werden. Dazu gehört, daß beispielsweise in dem Maß, wie Abfallverbrennungsanlagen zur Verfügung stehen, immer weniger organische Substanzen auf diesen Deponien abgelagert werden. Außerdem werden zukünftig auf Sonderabfalldeponien wasserlösliche Substanzen zunehmend nur in geeigneter Form abgelagert. All diese Maßnahmen werden dazu führen, daß die Menge und die Anzahl der Stoffe in den Sickerwässern weiter zurückgehen.

1585. Eine Gegenüberstellung der Sickerwasseranalysenergebnisse von jüngeren Sonderabfalldeponien und Siedlungsabfalldeponien beurteilt die ATV-Arbeitsgruppe wie folgt (ATV, 1988):

— Die Sickerwässer von Sonderabfalldeponien unterscheiden sich nicht generell von denen aus Siedlungsabfalldeponien.

— Sickerwässer aus Sonderabfalldeponien haben gegenüber denen aus Siedlungsabfalldeponien eine höhere anorganische Beladung (Chlorid, Sulfat, Ammonium), eine geringere organische Beladung (CSB, BSB_5), ein ähnliches CSB/BSB_5-Verhältnis (was auf eine gleich gute biologische Abbaubarkeit schließen läßt), niedrigere Arsen-, Blei- und Quecksilberkonzentrationen sowie höhere Kon-

Tabelle 5.5.25

Sickerwasserdaten von 42 Sonderabfalldeponien[1]

		Anzahl Deponien	Median-Wert	Bereich	Mittelwert
Wassermenge	$m^3/ha \cdot a$	21	3 200	0,1 – 18 636	4 340
pH		35	7,6	5,9 – 11,6	7,7
CSB	mg O_2/l	35	2 320	50 – 35 000	5 746
BSB_5	mg O_2/l	26	795	41 – 15 000	2 754
Leitfähigkeit	µS/cm	37	12 200	2 110 – 183 000	28 217
Chlorid	mg/l	34	1 678	36 – 126 300	13 257
Sulfat	mg/l	32	1 266	18 – 14 968	2 458
Ammonium	mg/l	33	236	<5 – 6 036	921
Nitrit	mg/l	25	0,1	<0,02 – 131	7,3
Nitrat	mg/l	25	7,7	<0,1 – 14 775*	606
Gesamt-N	mg/l	14	104	1 – 3 892	461
Gesamt-P	mg/l	15	2,9	0,03 – 52	7,9
Fluorid	mg/l	11	6	<0,1 – 50	13,3
Gesamtcyanid	mg/l	16	0,2	0,007 – 15	1,3
leicht freisetzbares Cyanid	mg/l	15	0,03	0,0008 – 1	0,2
Arsen	µg/l	21	34	<2 – 240	51
Blei	µg/l	23	68	4,3 – 650	155
Cadmium	µg/l	26	11,5	<0,2 – 2 000	144
Kupfer	µg/l	25	58	1,3 – 8 000	517
Nickel	µg/l	23	388	14,2 – 30 000	2 096
Quecksilber	µg/l	25	2	0,17 – 50	5,5
Zink	µg/l	27	510	20 – 27 242	2 936
Gesamtchrom	mg/l	23	0,2	<0,009 – 300	18,1
Eisen	mg/l	21	3,4	0,38 – 2 700	144
Phenolindex	mg/l	22	5,2	<0,01 – 350	26
Kohlenwasserstoffe	mg/l	16	1,1	<0,1 – 424	30
AOX	µg/l	12	6 600	44 – 292 000	32 000
Dichlormethan	µg/l	5	2 700	150 – 36 500	8 531
Trichlormethan	µg/l	6	130	1 – 710	267
Tetrachlormethan	µg/l	3	—	0,6 – 30	—
1,2-Dichlorethan	µg/l	4	215	<4 – 290	—
1,1,1-Trichlorethan	µg/l	2	—	<0,4 – 1 000	—
1,1,2-Trichlorethan	µg/l	2	—	<0,4 – 1 000	—
1,1,1,2-Tetrachlorethan	µg/l	3	—	<0,01 – 775	—
Trichlorethylen	µg/l	3	—	<0,01 – 775	—
Perchlorethylen	µg/l	3	—	1 – 7 430	—

* höchster Wert 100fach über nächst niedrigerem

[1]

Anzahl	Deponieart
10	Deponie für vorwiegend anorganische Abfälle
14	Deponie von Chemiefirmen (vorwiegend organische Abfälle)
13	Multikomponenten-Deponie
4	Klärschlamm-Deponie
1	Sonstige Deponie

Quelle: ATV, 1988

zentrationen von Cadmium, Eisen, Nickel, Kupfer, Chrom und Zink.

- Der identifizierte Anteil an Einzelsubstanzen macht nur einen Bruchteil der insgesamt vorhandenen Substanzen aus. Deshalb ist bisher keine sichere Aussage darüber möglich, ob in Sickerwässern von Sonderabfalldeponien problematischere Stoffe vorhanden sind als im Sickerwasser von Siedlungsabfalldeponien. Auch hier können eine hohe Anzahl kritisch zu bewertender Einzelverbindungen in bedeutsamen Konzentrationen vorkommen. Für weitergehende Aussagen ist wesentlich mehr Zahlenmaterial erforderlich.

1586. Das Sickerwasser läßt sich mit einer Kombination der Verfahrensschritte Fällung/Flockung, Ölabscheidung, Adsorption an Aktivkohle oder Adsorberharze, biologische Reinigung, Membranfiltration/Umkehrosmose oder allein durch Eindampfung oder Verbrennung reinigen. Die dabei entstehenden Rückstände sind wiederum in einer Sonderabfalldeponie abzulagern. Auf diese Weise gelingt es, die mit dem Sickerwasser ausgetragenen Frachten zu 95 bis 99,9 % auf eine Deponie zurückzuführen. Trotz dieser hohen Reinigungsleistungen werden immer noch einige Prozent der Frachten in Gewässer eingeleitet.

Die Sickerwassereindampfung wird bislang nur bei der Deponie Schwabach betrieben. Ohne Berücksichtigung der Transportkosten zur Eindampfanlage belaufen sich die Kosten auf ca. 150 DM/m³ (LEONHARD, 1988). Auch die Kosten der anderen Verfahrenskombinationen werden zukünftig in etwa Werte um 150 DM/m³ erreichen.

1587. Im Gegensatz zur Siedlungsabfalldeponie, die einen bestimmten Wassergehalt für die biologische Umsetzung der Abfälle benötigt, muß es bei Sonderabfalldeponien das Bestreben sein, die Deponie von vornherein möglichst wasserfrei zu halten. Dieses Ziel kann durch temporäre Überdachung des Einbaubereichs und ein schnelles Aufbringen der Oberflächenabdichtung erreicht werden (Abschn. 5.5.4.3.2).

5.5.4.4.2 Gasförmige Emissionen

1588. Die Bildung von Gasen wird in einigen Sonderabfalldeponien dadurch eingeschränkt, daß im

Tabelle 5.5.26

Schwankungsbreiten und Durchschnittswerte ausgewählter Spurenstoffe im Gas einer Sonderabfalldeponie

Substanz	mg/Standard-m³	
	Bereich	Durchschnittswert
Vinylchlorid	25 — 75	41
1,1-Dichlorethen	0,1 — 21	7
cis-1,2-Dichlorethen	1 — 22	14
Dichlormethan	18 — 89	43
Chloroform	0,2 — 13	6
Tetrachlorkohlenstoff	0,004 — 0,04	0,02
1,1,1-Trichlorethan	0,4 — 8	3
Trichlorethen	4 — 23	10
Tetrachlorethen	3 — 22	7
Dichlorcifluormethan (R 12)	17 — 70	35
Trichlorfluormethan (R 11)	0,2 — 2	0,9
Benzol	4 — 16	9
Toluol	67 — 318	130
Ethylbenzol	6 — 35	20
p-/m-Xylol	6 — 60	26
o-Xylol	4 — 28	8
n-Hexan	19 — 80	40
Cyclohexan	11 — 21	17
Schwefelwasserstoff	1 197 — 6 164	2 607
Methanthiol	3 — 26	14
2-Propanthiol	4 — 49	23
2-Butanthiol	19 — 70	35
Dimethylsulfid	4 — 15	8

Quelle: JANSON, 1989, verändert

wesentlichen nur noch Abfälle mit einem organischen Anteil unter 10 bis 15% deponiert werden. Die diesbezüglichen Anforderungen weichen bei den einzelnen Deponien bislang voneinander ab; eine bundeseinheitliche Festschreibung wird durch die TA Abfall erfolgen. Danach darf der Glühverlust des Trockenrückstandes der Originalsubstanz nicht mehr als 10% betragen.

1589. Wird bei Sonderabfalldeponien in Zukunft die Bildung von Sickerwasser durch Überdachungen unterbunden, so ist damit gleichzeitig die Gasbildung eingeschränkt, sofern nicht durch chemische Umsetzungen Gase entstehen.

Nur bei Deponien, in denen zeitweise eine gemeinsame Ablagerung von häuslichem und industriellem Abfall praktiziert worden ist, wird von der Bildung von gasförmigen Emissionen berichtet (EHRESMANN et al., 1986; WOLF, 1987). Im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen werden diese Deponien mit Entgasungseinrichtungen und einer Oberflächenabdichtung versehen.

1590. Bei der Deponie Gerolsheim wird eine erhebliche Gasproduktion festgestellt. Die Angaben zur Gasbeschaffenheit beschränken sich auf Aussagen über hohe Konzentrationen an Schwefelwasserstoff (vereinzelt bis 16 g/m^3) sowie organische Komponenten, insbesondere Halogenkohlenwasserstoffe und aromatische Verbindungen (EHRESMANN et al., 1986). Das Gas der Deponie Georgswerder wird seit 1986 abgesaugt, verdichtet und verbrannt. Die Leistung der Anlage beläuft sich auf 600 m^3/h bei einer eingelagerten Abfallmenge von 14 Mio. m^3, obwohl die Einlagerung bereits 1979 beendet wurde (WOLF, 1987). Weitere Angaben über den Gasanfall bei Sonderabfalldeponien fehlen in der Literatur.

1591. Daten zur Gaszusammensetzung einer Sonderabfalldeponie, auf die jedoch auch Hausmüll verbracht wurde, sind Tabelle 5.5.26 zu entnehmen.

1592. Hinsichtlich der Umweltbelastung ist neben der Fassung des Gases dessen schadstofffreie Verbrennung entscheidend. Mit der Hochtemperatur-Verbrennungstechnik, d. h. einer Temperatur von 1 200 °C bei einer Verweilzeit von 0,3 Sekunden in der Brennkammer, ist es möglich, halogenierte Kohlenwasserstoffe, aromatische Kohlenwasserstoffe und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sehr weitgehend zu verbrennen (ROEDIGER und GLOMM, 1988).

5.5.4.4.3 Geruchsemissionen

1593. Wie von Siedlungsabfalldeponien können von Sonderabfalldeponien Geruchsemissionen ausgehen, auch wenn generell die Einlagerung penetrant riechender Stoffe untersagt ist. FRECHEN und KETTERN (1987) berichten über Versuche zur Minderung von Geruchsemissionen an einer Sonderabfalldeponie, in der im wesentlichen aluminiumhaltige Salzschlacken, Stäube aus der Aluminiumindustrie und Filterschlämme deponiert werden. Die ermittelten Geruchswerte, Ammoniak- und Schwefelwasserstoffgehalte sind in Tabelle 5.5.27 dargestellt.

Aus den Ergebnissen können folgende Schlüsse gezogen werden: Eine sofortige leichte Abdeckung des Abfalls sowie eine Abdeckung der Sickerwasserschächte wirkt sich positiv auf die Geruchsemissionen aus. Neben der Deponie selbst erwiesen sich Sickerwasserschächte und -container als Hauptemissionsquellen. Der im Filterschlamm-Abschnitt der Deponie installierte Sickerwasserschacht war der Hauptemittent; es konnten an organischen Stoffen Alkane, ungesättigte Kohlenwasserstoffe, Alkohole, Toluol, Aromaten und Polysulfide nachgewiesen werden. Darüber hinaus wurden 900 ppm Schwefelwasserstoff (H_2S) und 3 000 ppm Ammoniak (NH_3) gemessen.

1594. Bei den Untersuchungen zur Gasbehandlung wurden Aktivkohlefilter, Luftwäscher und Kompost-

Tabelle 5.5.27

Geruchswerte, Ammoniak (NH_3)- und Schwefelwasserstoff (H_2S)-Gehalte aus verschiedenen Deponiebereichen und einem Sickerwasserschacht

Emissionsquelle	Geruchswert			NH_3-Gehalt			H_2S-Gehalt		
	Mittel	von — bis	Anzahl	Mittel	von — bis	Anzahl	Mittel	von — bis	Anzahl
	—	—	—	ppm	ppm	—	ppm	ppm	—
1. Deponiekörper									
1.1. frisch abgekippt	113	54— 227	6	—		—	—		—
1.2. leicht abgedeckt	59	56— 61	2	—		—	—		—
2. Deponie-Altbereich									
2.1. einige Wochen alt ..	250	50— 625	13	40		1	n.m.		1
2.2. wie 2.1., Regen	2342		1	12800		1	n.m.		1
2.3. mehrere Monate alt .	68874		1	n.m.		1	1580		1
3. Sickerwasserschacht	63300	25436—96087	7	2870	2170—3455	7	920	350—1800	7

Quelle: FRECHEN und KETTERN, 1987

filter in sechs verschiedenen Kombinationen getestet. Hinsichtlich des Geruchswertes, des Ammoniak- und Schwefelwasserstoffgehaltes sowie der gaschromatographisch ermittelten Parameter, konnten Wirkungsgrade um 99% erreicht werden. Eine auf der Deponie installierte Gasreinigungsanlage, bestehend aus Luftwäscher und Aktivkohlefilter, arbeitete einwandfrei.

1595. Wie dieses Beispiel zeigt, sind die an die Atmosphäre abgegebenen Emissionen nicht unerheblich. Bezüglich der Gasreinigung auf Sonderabfalldeponien wird Neuland betreten. Durch einen geeigneten Deponiebetrieb (Abdeckung, Gasabsaugung) mit anschließender Gasbehandlung sind diese Emissionen begrenzbar.

5.5.4.5 Deponiebetrieb und -kontrolle

5.5.4.5.1 Abfalleinbau

1596. Sonderabfälle sollten möglichst getrennt nach Abfallarten deponiert werden, nach Möglichkeit in Monodeponien. Wesentliches Kriterium ist bei der getrennten Ablagerung die Unterbindung chemischer Reaktionen der Abfälle untereinander, wie zum Beispiel die Bildung von Ammoniak bei gemeinsamer Ablagerung von Ammoniumverbindungen und alkalischen Abfällen. Aufgrund der Vielzahl zu deponierender Stoffe können auf öffentlich zugänglichen Sonderabfalldeponien in der Regel keine Monodeponien angelegt werden, wie es wünschenswert wäre. Hier kann man durch Trennung der Abfälle nach den Kriterien pH-Wert (sauer, neutral, alkalisch), oxidierend oder reduzierend einzelne Deponiebereiche voneinander trennen.

5.5.4.5.2 Überwachung und Kontrolle

Annahmekontrolle

1597. Die Annahmekontrolle ist in Nr. 5.2.3 der TA Abfall, Teil 1 ausführlich geregelt. Ein wesentliches Problem der Annahmekontrolle stellt die Probenahme dar. Es ist auch mit viel Erfahrung und Kenntnis der Abfälle nicht möglich, aus einer mehrere Tonnen umfassenden Abfallmenge eine repräsentative Stichprobe zu entnehmen und zu kontrollieren oder aus einer Probe, die aus mehreren groben Stücken besteht, eine homogenisierte Probe herzustellen. Darüber hinaus stellt sich das Problem, daß eine aussagekräftige Analytik eine gewisse Zeit in Anspruch nimmt, die Ergebnisse aber sofort benötigt werden, da die Abfälle vom Lastkraftwagen direkt eingelagert werden. Zudem kann trotz des zukünftig höheren analytischen Aufwandes bei der Annahmekontrolle eine unvollständige oder falsche Deklaration des Abfallerzeugers nicht mit Sicherheit erkannt werden (vgl. Tz. 1183).

1598. Über die Deponierung ist nach Nr. 5.4.3 der TA Abfall, Teil 1 ein Betriebstagebuch zum Nachweis eines ordnungsgemäßen Betriebes zu führen; das Betriebstagebuch ist mindestens 5 Jahre nach Stillegung der Anlage aufzubewahren. Der Rat ist der Auffassung, daß diese Aufzeichnungen nicht vernichtet werden dürfen, sondern in einer zentralen Datei für einen späteren Zugriff aufbewahrt werden sollten. Über den Aufbau jedes Deponieabschnittes ist ein Abfallkataster anzulegen, das auch nicht vernichtet werden darf (SRU, 1989, Tz. 1022).

Kontrolle der Entwässerungs- und Dichtungssysteme sowie des Deponieverhaltens

1599. Im Rahmen der Eigenkontrolle fordert die künftige TA Abfall, Teil 1 für die Betriebs- und Nachsorgephase die Durchführung und Auswertung eines umfangreichen Meß- und Kontrollprogrammes. Die ermittelten Daten geben wichtige Aufschlüsse über das Deponieverhalten und die Funktionstüchtigkeit der Deponieabdichtungssysteme.

5.5.4.6 Schlußfolgerungen

1600. Anzahl und Volumen von Sonderabfalldeponien sind auf ein Mindestmaß zu reduzieren. Es muß jedoch deutlich gemacht werden, daß auf Sonderabfalldeponien nicht verzichtet werden kann. Auch nach allen Vorbehandlungen — chemisch-physikalisch, biologisch oder thermisch — stellt die Ablagerung den letzten Schritt in der Entsorgungskette dar.

1601. Aus der Sicht des langfristigen Umweltschutzes sind für Sonderabfalldeponien nicht nur hohe Anforderungen an den Deponiestandort sowie die Basis- und Oberflächenabdichtungen zu stellen, sondern insbesondere auch an die Eluatwerte des behandelten und zu deponierenden Abfalls.

1602. Im Hinblick auf die technischen Sicherungselemente kann das Risiko der nicht ausreichend bekannten Langzeitsicherheit durch Kontrolle und Reparierbarkeit gemindert werden. Die Lösung des Problems wird nicht in der Errichtung von Behälterdeponien gesehen, da sie nach Ansicht des Rates nur eine Zwischenlagerfunktion übernehmen könnten.

1603. Bei der Gestaltung von Sonderabfalldeponien muß es ein wesentliches Ziel sein, den Sickerwasseranfall drastisch zu reduzieren bzw. völlig zu unterbinden. Investitionen in mobile Abdeckungen des Einbaubereiches amortisieren sich bereits bei den heutigen Kosten der Sickerwasserreinigung.

5.5.5 Untertagedeponie [1])

5.5.5.1 Notwendigkeit der untertägigen Deponierung

1604. Abfälle, die auch nach einer Behandlung die Anforderungen an die oberirdische Ablagerung nicht erfüllen (Abschn. 5.5.4.1), müssen aufgrund ihres er-

[1]) Dieser Abschnitt stützt sich weitgehend auf die externen Gutachten von Prof. Dr. A. G. Herrmann: „Die Untergrund-Deponie anthropogener Abfälle in marinen Evaporiten“ und von Prof. Dr. F. L. Wilke: „Untertageverbringung von Sonderabfällen in Stein- und Braunkohleformationen“.

höhten Gehalts an umweltgefährdenden Stoffen, deren Langlebigkeit, leichten Löslichkeit und möglichen Bioakkumulierbarkeit von der Biosphäre ferngehalten werden.

Jede Untertagedeponierung erfolgt in geologischen Systemen; solche Systeme unterliegen jedoch dynamischen Prozessen. Wegen der um Größenordnungen schnelleren Geschwindigkeiten der Stofftransporte und Stoffkreisläufe im Bereich der Erdoberfläche gegenüber der tieferen Lithosphäre (Abschn. 2.1.1.1) können Schadstoffe nur langfristig von der Biosphäre ferngehalten werden, wenn sie in Untertagedeponien in mehrere hundert bis tausend Meter tiefe Gesteinsschichten verbracht werden.

Die Untertagedeponie soll gewährleisten, daß aus den dort abgelagerten Abfällen keine Stoffe in schädlichen Konzentrationen zurück in die Biosphäre gelangen. Die Langzeitsicherheit ist deshalb für die Beurteilung eines unterirdischen Hohlraumes im Hinblick auf seine Eignung als Untertagedeponie zur Endlagerung das entscheidende Kriterium.

1605. Während beispielsweise bei radioaktiven Abfällen, bei denen die Notwendigkeit der langfristig sicheren Abschirmung von der Biosphäre außer Frage steht, die schädigende Wirkung aufgrund des radioaktiven Zerfalls der Radionuklide im Laufe der Zeit abnimmt, bleiben die umweltschädigenden Eigenschaften gewisser Abfälle mit langlebigen Schadstoffen über zum Teil sehr lange Zeiträume nahezu unverändert wirksam (EHRLICH et al., 1986). Solchen abzulagernden Schadstoffen muß hinsichtlich ihrer langfristigen toxischen Wirksamkeit und somit auch der Langzeitsicherheit ihrer Deponien die gleiche Aufmerksamkeit zugewendet werden wie den abzulagernden radioaktiven Abfällen. Dies bedeutet, daß die Langzeitsicherheit von Endlagern für nichtradioaktive Abfälle mit der gleichen Sorgfalt zu prüfen ist wie die der radioaktiven Abfälle.

5.5.5.2 Möglichkeiten zur Einrichtung von Untertagedeponien

5.5.5.2.1 Technische Konzepte zur Herstellung untertägiger Hohlräume

1606. Für die Einrichtung von Untertagedeponien werden verschiedene technische Möglichkeiten erörtert und zum Teil bereits angewendet. Es lassen sich drei Grundtypen von Hohlräumen für Untertagedeponien unterscheiden (Abb. 5.5.11):

— Bergwerke

— Kavernen

— Tiefbohrlöcher.

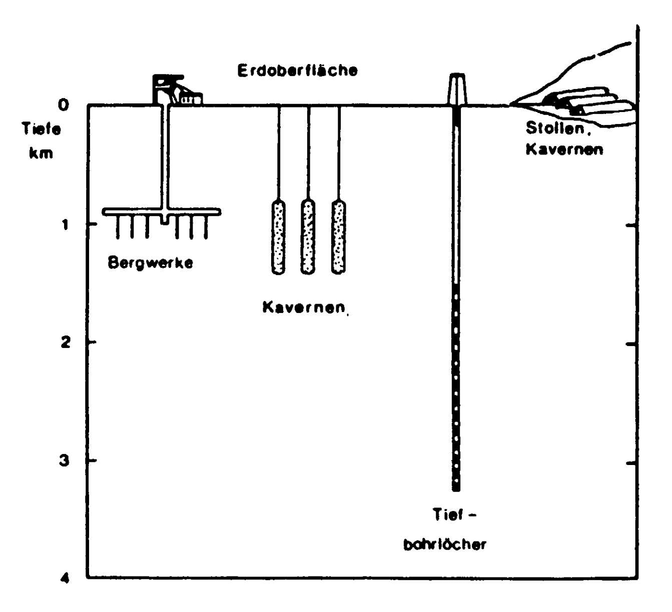
Bergwerke

1607. Der seit Jahrtausenden betriebene Bergbau ist mit der Schaffung von Hohlräumen in Gesteinsschichten verbunden. Neben der Nutzung ursprünglich der Rohstoffgewinnung dienender Bergwerke zur Ablagerung von Abfällen (Beispiel Herfa-Neurode) besteht auch die Möglichkeit, spezielle Bergwerke oder neue Teile bestehender Grubenfelder von vornherein zum Zweck der Abfallablagerung einzurichten (Beispiel Projekt Gorleben für radioaktive Abfälle).

1608. Bei der Beurteilung der Eignung unterirdischer Hohlräume zur Endlagerung von Abfällen hat

Abbildung 5.5.11

Herstellung von Hohlräumen in Gesteinskörpern für die Einrichtung von Untertagedeponien



Quelle: HERRMANN, 1989, verändert

deren Langzeitsicherheit im Vordergrund zu stehen. Die Hohlräume sind so anzulegen, daß die natürliche Barrierewirkung des gesamten geologischen Systems möglichst wenig beeinträchtigt wird. Dieser Forderung können alte Grubenräume, die im Zusammenhang mit der Rohstoffgewinnung angelegt wurden, nicht immer gerecht werden. Bei der Gewinnung von Rohstoffen erfolgt der Hohlraumbau unter dem Aspekt der möglichst vollständigen Gewinnung des Lagerstätteninhalts bei gleichzeitiger Sicherheit für einen zeitlich vergleichsweise begrenzten Zeitabschnitt und nicht unter dem Aspekt der Langzeitsicherheit für die Ablagerung von Abfällen. Die Entscheidung über die Nutzung eines ehemaligen Rohstoffgewinnungsbergwerkes muß deshalb in Verbindung mit einer standortbezogenen Beurteilung der Langzeitsicherheit vorgenommen werden.

Kavernen

1609. Als Kavernen bezeichnet man einzelne große Hohlräume in Gesteinskörpern. Die Hohlräume lassen sich durch Bergbau oder durch Gesteinsauflösung über Bohrlöcher herstellen. Die bergbauliche Möglichkeit besteht darin, entweder Schächte zu der vorgesehenen Gesteinsschicht niederzubringen und von dort aus einen Hohlraum anzulegen oder in Gebirgsmassiven von der Erdoberfläche aus Horizontalstollen aufzufahren und im Berginnern unter Gesteinsüberdeckungen von mehreren hundert Metern Hohlräume herzustellen (Felskavernen, bergmännische Kavernen; vgl. Abb. 5.5.11). Bei den durch Bergbau hergestellten Kavernen entstehen, ebenso wie bei Bergwerken, Gesteinsabfälle, die meistens an der Erdoberfläche in Form von Halden abgelagert werden müssen.

1610. In mit Wasser leicht löslichen Gesteinen, wie Salzgesteinen, können Kavernen durch die selektive Auflösung des Gesteinsmaterials mit Wasser angelegt werden (Salzkavernen, gesolte Kavernen; vgl. Abb. 5.5.11). Dieses wird solange über eine Bohrung eingeleitet, bis sich ein schlauchförmiger Hohlraum der gewünschten Größe gebildet hat. An der Küste wird zur Auflösung des Salzes Meerwasser verwendet, welches dann als nahezu gesättigte Salzlösung in das Meer zurückfließt. Dabei gelangen zwar keine Schadstoffe in das Meer, denn das aufgelöste Salz ist in der geologischen Vergangenheit aus Meerwasser gebildet worden, jedoch ist bei der Einleitung gesättigter Salzlösungen und der darin enthaltenen Trübstoffe in das Meerwasser zu prüfen, ob an den Eintrittsstellen und in der Abstromrichtung bis zur Verdünnung der Salzkonzentration auf Meerwassergehalte ökologische Situationen lokal und zeitlich begrenzt verändert werden können.

Ein weitaus größeres Problem ergibt sich bei der Herstellung von Salzkavernen im Landesinneren, da die anfallenden Salzlösungen in stillgelegte Salzbergwerke eingeleitet oder in unterirdische Speichergesteine verpreßt, mit Pipeline, Schiff oder Eisenbahn zum Meer transportiert, in Flüsse eingeleitet, als Industriesole verwertet oder nach Eindampfung verwertet oder aufgehaldet werden müssen (BISCHOFF et al., 1988). Die Einleitung in Flüsse sollte vermieden werden.

Über die technische Herstellung von gesolten Kavernen in Salzstöcken liegen in der Bundesrepublik ausreichende Erfahrungen aus der Herstellung von Salzkavernen für die Speicherung von Öl und Gas vor.

Tiefbohrlöcher

1611. Das Konzept sieht vor, in Gesteinskörpern 3 000—4 000 m tiefe Bohrlöcher niederzubringen und darin Behälter mit Abfällen zu deponieren. Bisher ist diese Technik ausschließlich in Verbindung mit der Endlagerung von vergleichsweise kleinen Volumina an stark wärmeproduzierenden radioaktiven Abfällen erörtert worden.

Die Deponie kann in Form eines weitmaschigen Netzes von Bohrlöchern in einem großen und petrographisch einheitlich zusammengesetzten Gesteinskörper angelegt werden. Wichtig ist die zuverlässige Abdichtung der Tiefbohrlöcher nicht nur gegenüber der Erdoberfläche, sondern auch gegenüber eventuell im Untergrund vorhandenen wasserführenden Gesteinsschichten. Die Erkennung und Beurteilung solcher Wasserzuflüsse wird durch die fehlende Möglichkeit einer direkten Inspizierung durch den Menschen erschwert.

5.5.5.2.2 Wirtsgesteine für Untertagedeponien

1612. Bisher sind in der Bundesrepublik Deutschland bevorzugt Salzgesteine für Untertagedeponien untersucht und genutzt worden. Inzwischen werden allerdings auch andere Wirtsgesteine für die untertägige Ablagerung von Abfällen in Erwägung gezogen und teilweise bereits zur Deponierung herangezogen. Auch in anderen Ländern werden bei den wissenschaftlichen Untersuchungen zur Auswahl geeigneter Wirtsgesteine für unterirdische Deponien verschiedene magmatische, metamorphe und sedimentäre Gesteinsarten berücksichtigt. Es handelt sich hierbei vor allem um Granit, Basalt, kristalline Schiefer, Tuffe, Ton- und Salzgesteine; bei den letzteren dominiert das Steinsalz (Tab. 5.5.28).

1613. Da sämtliche Gesteine der Erde an natürlichen Stoffkreisläufen teilnehmen, gibt es kein „ideales" oder „bestes" Wirtsgestein für Untertagedeponien. Jede Gesteinsart hat bestimmte Vor- und Nachteile hinsichtlich des geologischen Vorkommens, des mineralogischen und chemischen Stoffbestandes sowie der physikalischen und chemischen Eigenschaften. Die bevorzugte Wahl eines für Untertagedeponien geeigneten Gesteins hängt vor allem von den geologischen Verhältnissen in den Ländern ab und davon, welche Abfälle außerhalb der Biosphäre deponiert werden sollen.

Ein Beispiel, wie sich Diskussionsschwerpunkte bei der Auswahl geeigneter Gesteine zur untertägigen Endlagerung bilden können, bietet die Vorgehensweise in den USA. Bis in die 80er Jahre stand dort das Steinsalz als potentielles Wirtsgestein für die Untertagedeponierung radioaktiver Abfälle im Vordergrund. Jetzt werden in den USA auch bevorzugt Tuffgesteine auf ihre Eignung zur Endlagerung radioaktiver Sub-

Tabelle 5.5.28

Gesteinsarten, die in verschiedenen Ländern auf ihre Eignung für Untertagedeponien radioaktiver Abfälle untersucht werden

Land	Gestein
Argentinien	Granit
Belgien	Tongesteine
Bundesrepublik Deutschland	Steinsalz, sedimentäre Eisenerze (beide für radioaktive und nichtradioaktive Abfälle), Steinkohlegruben (nichtradioaktive Abfälle)
Dänemark	Steinsalz
Deutsche Demokratische Republik	Steinsalz
England	Granit (Tongesteine, Evaporite)
Finnland	Granit
Frankreich	Granit, Tongesteine, Schiefergesteine, Evaporite
Indien	Granit
Italien	Tongesteine
Japan	Granit (Tonschiefer, Tuffe)
Kanada	Kristalline Gesteine (Steinsalz)
Niederlande	Steinsalz
Polen	Steinsalz
Schweden	Kristalline Gesteine
Schweiz	Kristalline Gesteine (Tongesteine)
Spanien	Steinsalz
UdSSR	Granit, Steinsalz (möglicherweise noch andere Gesteine)
USA	Tuffe, Granit, Basalt, Tonschiefer, Steinsalz

Quelle: HERRMANN, 1989

stanzen untersucht. Tuffgesteine sollen unter anderem die Eigenschaft aufweisen, durch Ionenaustausch die Ausbreitung mobilisierter Radionuklide in der Umgebung der Deponie zu verhindern oder zu begrenzen.

1614. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, daß bei den bisherigen Untersuchungen an Gesteinskörpern vor allem die Untertagedeponierung von radioaktiven Abfällen im Vordergrund stand und immer noch steht. In der Bundesrepublik Deutschland werden auch geologische Systeme für die untertägige Ablagerung nichtradioaktiver Schadstoffe untersucht. Bei der Planung und Einrichtung von solchen unterirdischen Endlagern müssen die bisherigen wissenschaftlichen und technischen Erkenntnisse über die Untertagedeponierung radioaktiver Abfälle in vollem Umfang berücksichtigt werden.

5.5.5.2.3 Untertagedeponien für nichtradioaktive Abfälle

1615. In der Bundesrepublik sind Untertagedeponien für nichtradioaktive Abfälle in folgenden Gesteinen eingerichtet oder vorgesehen (Tab. 5.5.29):

— Steinsalz

— Gips

— Kalk/Dolomit

— Steinkohle

— Eisenerz

— Nichteisenerz.

Für die Braunkohle kommt WILKE (1989) zu dem Ergebnis, daß eine untertägige Abfallablagerung in Deponieräumen innerhalb ausgekohlter Braunkohlentagebaue nicht vorgesehen werden sollte. Bei Abfällen mit problematischen Inhaltsstoffen kann eine Umweltgefährdung nicht mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden und bei Abfällen mit weniger problematischen Inhaltsstoffen sind gegenüber einer oberirdischen oder oberflächennahen Ablagerung keine Vorteile erkennbar.

1616. Zur Untertagedeponierung werden fast ausschließlich ehemalige oder noch in Betrieb befindliche Rohstoffgewinnungsbergwerke genutzt oder untersucht. Ein spezielles Endlagerbergwerk, das von vornherein nur für die untertägige Ablagerung von nichtradioaktiven Abfällen geplant und angelegt wird, vergleichbar der geplanten Anlage im Salzstock Gorleben für radioaktive Abfälle, gibt es nicht.

Neben der Nutzung von Bergwerken ist geplant, Salzkavernen eigens zum Zweck der Abfallablagerung zu schaffen. Der Salzstock Jemgum bei Leer (Ostfriesland) wird nach Vorauswahl und Untersuchungen als der am besten geeignete Standort angesehen (BISCHOFF et al., 1987 und 1988).

Gegen eine verbreitete Anwendung der Tiefbohrlochtechnik zur Schaffung untertägigen Deponieraums

Tabelle 5.5.29

Untertagedeponien in der Bundesrepublik Deutschland

Nr.	Gestein	Bergwerk Kaverne	Lokalität	Bundesland	Einlagerung			Situation	Kapazität m^3
					Art		Abfälle		
1	Evaporite	Bgw.	Herfa-Neurode	Hessen	Deponie	nr	Sonderabfälle	Betrieb	100 000/a
2	(Steinsalz)	Bgw.	Heilbronn	Baden-Württemberg	Deponie	nr	Müllverbrennung	Betrieb	100 000/a
3		Kav.	Jemgum	Niedersachsen	Deponie	nr	Sonderabfälle	Planung	Σ 2 800 000
4		Bgw.	Thiederhall	Niedersachsen	Deponie	nr	Schlämme	Endlager	Σ 380 000*
5		Bgw.	Asse	Niedersachsen	Deponie	r	radioaktive Abfälle	Endlager	Σ 25 000*
6		Bgw.	Gorleben	Niedersachsen	Deponie	r	radioaktive Abfälle	Erkundung	Σ 5 000 000
7	Gips	Bgw.	Obrigheim	Baden-Württemberg	Deponie	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Betrieb	K. I.
8	Kalk, Dolomit	Bgw.	Auersmacher	Saarland	Versatz	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Antrag	Σ 4 000 000
9		Bgw.	Gersheim	Saarland	Versatz	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Betrieb	Σ 7 000 000
10		Bgw.	Wellen	Rheinland-Pfalz	Versatz	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Antrag	K. I.
11	Steinkohle	Bgw.	Zollverein	Nordrhein-Westfalen	Deponie	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Betrieb	Σ 155 000
12		Bgw.	Consolidation	Nordrhein-Westfalen	Versatz	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Betrieb	K. I.
13		Bgw.	Walsum	Nordrhein-Westfalen	Versatz	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Untersuchung	K. I.
14		Bgw.	Monopol	Nordrhein-Westfalen	Versatz	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Untersuchung	K. I.
15		Bgw.	Hugo	Nordrhein-Westfalen	Versatz	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Untersuchung	K. I.
16	Eisenerz	Bgw.	Wohlverwahrt-Nammen	Nordrhein-Westfalen	Versatz	nr.	Kraftwerk-Reststoffe	Betieb	100 000/a
17		Bgw.	Konrad	Niedersachsen	Deponie	r	radioaktive Abfälle	Erkundung	Σ 1 000 000
18	Nichteisenerz	Bgw.	Rammelsberg	Niedersachsen	Deponie	nr.	Aufbereitungs-rückstände	Untersuchung	100 000/a
19		Bgw.	Bad Grund	Niedersachsen	Versatz	nr	Kraftwerk-Reststoffe	Untersuchung	K. I.
20		Bgw.	Meggen	Nordrhein-Westfalen	Versatz	nr	Kraftwerks-Reststoffe	Antrag	K. I.

Bgw. = Bergwerk, Kav. = Kaverne, nr = nichtradioaktiv, r = radioaktiv, K. I. = Keine Information, Versatz erfordert Betriebsplan, Deponie eine Planfeststellung, * = bereits deponierte Menge

Quelle: HENNIES, zitiert in HERRMANN, 1989

sprechen vor allem die geringen Deponievolumina; darüber hinaus werden die geologischen Voraussetzungen in der Bundesrepublik als wenig geeignet angesehen (HERRMANN, 1989).

1617. Auch in Zukunft kommen vor allem Bergwerke und gesolte Kavernen für die Untertagedeponierung in Frage. Obwohl gegenwärtig auch Untertagedeponien in Bergwerken im Eisen- und Nichteisenerz, Gips, Kalk und Dolomit in Betrieb oder in Planung sind (Tab. 5.5.29), stellen Salzgesteine und Steinkohlenformationen aufgrund ihrer Verbreitung und der hohen Fördermengen an Salz und Steinkohlen die wichtigsten potentiellen Wirtsgesteine für Untertagedeponien in der Bundesrepublik dar.

5.5.5.3 Unter Tage abzulagernde Abfallarten und -mengen

1618. Abfälle, die nicht verwertet werden können und die die Zuordnungskriterien zur oberirdischen Ablagerung auch nach Vorbehandlung nicht erfüllen, müssen in einer Untertagedeponie abgelagert werden.

Im Katalog der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle der TA Abfall werden Hinweise auf Behandlungs- und Ablagerungsmöglichkeiten für die einzelnen Abfallarten gegeben. Danach ist die Ablagerung in Untertagedeponien für eine Vielzahl von Abfällen als Regelfall der Beseitigung (Präferenzklasse 1 nach TA Abfall) und als auch möglicher Beseitigungsweg (Präferenzklasse 2 nach TA Abfall) vorgesehen. Schätzungen bezüglich der jährlich anfallenden Mengen dieser Abfallarten liegen bei etwa 900 000 t, bezogen auf das Jahr 1987 (Tab. 5.5.30). Bis auf Natriumsulfat (Abfallschlüssel 515 17), Natriumchlorid (Abfallschlüssel 515 23) und Bariumsalze (Abfallschlüssel 515 25) werden allerdings für alle anderen dieser Abfallarten alternative Beseitigungsmöglichkeiten in der TA Abfall genannt.

Die in 1987 angefallenen Mengen der unter Tage abzulagernden Abfallarten haben sich gegenüber 1984

Tabelle 5.5.30

Abfälle, die nach der TA Abfall für die Ablagerung in Untertagedeponien vorgesehen sind

Abfall-schlüssel	Bezeichnung	Aufkommen in t (1987) *)	Präferenz für Untertage-deponie **)
313	**Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung**		
313 11	Filterstäube aus Sonderabfallverbrennungsanlagen	ca. 22 000 +)	2
313 12	Feste Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen	ca. 300 000 ++)	1
313 13	Feste Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung von Sonderabfallverbrennungsanlagen	ca. 37 000 +)	
313 16	Feste Pyrolyserückstände	k. A.	1
314	**Sonstige feste mineralische Abfälle**		
314 40	Strahlmittelrückstände mit schädlichen Verunreinigungen	26 678	1
314 45	Gipsabfälle mit schädlichen Verunreinigungen	319 016	1
316	**Mineralische Schlämme**		
316 28	Härtereischlamm, cyanidhaltig	324	1
316 29	Härtereischlamm, nitrat-, nitrithaltig	324	1
316 32	Bariumsulfatschlamm, quecksilberhaltig	44 933	1
353	**NE-metallhaltige Abfälle**		
353 07	Berylliumhaltige Abfälle	1	1
353 23	Nickel-Cadmium-Akkumulatoren	27	1
353 24	Batterien, quecksilberhaltig	12	1
353 25	Trockenbatterien	156	2
353 26	Quecksilber, quecksilberhaltige Rückstände, Quecksilberdampflampen, Leuchtstoffröhren	147	1
399	**Sonstige Abfälle mineralischen Ursprungs sowie von Veredelungsprodukten**		
399 03	Steinsalzrückstände (Gangart)	30 097	1
399 04	Gasreinigungsmasse, Rohrstaub aus Gasleitungen	7 303	1
513	**Sonstige Oxide und Hydroxide**		
513 10	Sonstige Metalloxide und Metallhydroxide ohne Eisen- und Aluminiumoxide und -hydroxide	2 576	1
515	**Salze**		
515 02	Häutesalze	63	1
515 03	Natrium- und Kaliumphosphatabfälle	2 172	1
515 04	Imprägniersalzabfälle	39	1
515 05	Lederchemikalien, Gerbstoffe	11	1
515 07	Düngemittelreste	373	1
515 08	Alkalicarbonate	847	1
515 09	Salmiak (Ammoniumchlorid)	1 726	1
515 11	Salzbadabfälle	411	1
515 12	Ammoniumhydrogenfluorid	196	1
515 13	Arsenkalk	136	1
515 16	Brüniersalzabfälle	405	1
515 17	Natriumsulfat (Glaubersalz)	6 969	1
515 18	Natriumbromid	35	1
515 19	Eisenchlorid	764	1
515 20	Eisensulfat (Grünsalz)	763	1
515 21	Bleisulfat	134	1
515 23	Natriumchlorid	3 347	1
515 24	Bleisalze	379	1
515 25	Bariumsalze	134	1
515 26	Calciumchlorid	6 813	1
515 27	Magnesiumchlorid	1	1
515 28	Alkali- und Erdalkalisulfide	412	1
515 29	Schwermetallsulfide	4	2

noch Tabelle 5.5.30

Abfälle, die nach der TA Abfall für die Ablagerung in Untertagedeponien vorgesehen sind

Abfall-schlüssel	Bezeichnung	Aufkommen in t (1987) *)	Präferenz für Untertage-deponie **)
515 30	Kupferchlorid	16	1
515 31	Aluminiumsulfat-, Aluminiumphosphatrückstände	1 702	1
515 33	Salze, cyanidhaltig	2 201	1
515 34	Salze, nitrat- oder nitrithaltig	1 316	1
515 35	Vanadiumsalze	0	1
515 38	Boraxrückstände	6 900	1
515 39	Arsenverbindungen	3 450	1
515 40	Sonstige Salze, löslich	5 217	1
531	**Abfälle von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln**		
531 03	Altbestände und Reste von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln	445	1
531 04	Produktionsabfälle von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln	17 189	1
535	**Abfälle von pharmazeutischen Erzeugnissen**		
535 02	Abfälle aus der Produktion und Zubereitung von pharmazeutischen Erzeugnissen	7 461	1
541	**Mineralöle und synthetische Öle**		
541 10	PCB-haltige Erzeugnisse und Betriebsmittel	n.a.	1
541 11	Sonstige PCB-haltige Abfälle	n.a.	1
542	**Fette und Wachse aus Mineralöl**		
542 06	Metallseifen	1 183	2
555	**Anstrichmittel**		
555 15	Farbmittel, anorganisch	9 839	1
593	**Laborabfälle und Chemikalienreste**		
593 01	Feinchemikalien	58	1
593 02	Laborchemikalienreste, organisch	2 698	2
593 03	Laborchemikalienreste, anorganisch	3 195	1
539 04	Mit Chemikalien verunreinigte Betriebsmittel	329	1
595	**Katalysatoren**		
595 07	Katalysatoren und Kontaktmassen	4 326	1
596	**Vorgemischte Abfälle für Abfallentsorgungsanlagen**		
596 04	Vorgemischte Abfälle zum Zweck der Ablagerung	n.a.	1
597	**Destillationsrückstände**		
597 05	Anorganische Destillationsrückstände	10 582	1
599	**Sonstige Abfälle aus Umwandlungs- und Syntheseprozessen**		
599 01	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	3 829	1
	insgesamt:	ca. 900 000	

Legende:
k.A. keine Angaben
n.a. nicht aufgeführt
*) Angaben nach vorläufigen Schätzungen des Statistischen Bundesamtes (Statistik der Abfallbeseitigung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern, Abfallbilanzkonzept) mit Ausnahme von 313 11 bis 313 13
**) Angaben entsprechend TA Abfall, Teil 1: Präferenzklasse 1: Entsorgung im Regelfall
Präferenzklasse 2: Entsorgungsmöglichkeit, die auch in Frage kommen kann
+) Schätzungen (Annahmen: 30 kg/t Filterstäube, 50 kg/t feste Reaktionsprodukte; 740 000 t/a
++) JOHNKE und VATER, 1989
Quelle: SRU

verringert. Am meisten dazu beigetragen haben die Strahlmittelrückstände mit schädlichen Verunreinigungen (Abfallschlüssel 314 40), die von 151 164 t (1984) auf 24 678 t (1987) zurückgingen und die Gipsabfälle mit schädlichen Verunreinigungen (Abfallschlüssel 314 45), die sich von 591 715 t (1984) auf 319 016 t (1987) verminderten. Es sollte das Ziel sein, durch steigende Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen die Mengen der untertägig abzulagernden Abfälle weiter zu reduzieren.

1619. Außer den in Tabelle 5.5.30 aufgeführten Abfallarten, für die die TA Abfall die Ablagerung in Untertagedeponien als Beseitigungsmöglichkeit angibt, könnten auch einige nicht verwertbare Abfälle unter Tage abgelagert werden, für die eine Beseitigung durch Behandlung und oberirdische Ablagerung vorgesehen ist. Hierbei ist in erster Linie an Abfälle zu denken, bei denen gewisse Unsicherheiten bezüglich der Dauerhaftigkeit der Immobilisierung der Schadstoffe bestehen, oder an Abfälle, deren Behandlung zum Zweck der oberirdischen Ablagerung einen hohen Aufwand erfordert, der seinerseits mit Umweltbelastungen oder auch mit hohem Energieverbrauch verbunden ist. Auch bietet sich an, Massenabfälle unter Tage abzulagern, deren oberirdische Ablagerung zu entsprechend großer Flächeninanspruchnahme führt. Beispielsweise sollten nach Auffassung des Rates schadstoffhaltige Filterstäube aus Feuerungsanlagen und Abfallverbrennungsanlagen untertägig abgelagert werden, sofern sie nicht verwertet werden können. Für die untertägige Deponierung dieser Abfälle sprechen Mengenaspekte, vor allem aber ihr Gehalt an langfristig wirksamen, toxischen Metallen (vgl. auch HERRMANN et al., 1985).

1620. Inwieweit beseitigungsbedürftige Abfälle, die nicht der untertägigen Ablagerung als Regelfall zugewiesen sind, zukünftig dennoch unter Tage abgelagert werden, hängt neben der Verfügbarkeit ausreichenden geeigneten Deponieraumes auch von den Deponiegebühren ab. Solange es billigere Lösungen gibt, wird die Untertagedeponie für diese Abfälle kaum genutzt werden.

5.5.5.4 Langzeitsicherheit von Untertagedeponien

5.5.5.4.1 Geowissenschaftliche Einflußfaktoren

1621. Geowissenschaftlich fundierte Studien zur Langzeitsicherheit von Untertagedeponien für Abfälle liegen bisher in einer der Öffentlichkeit zugänglichen Form vor allem für die Endlagerung radioaktiver Abfälle vor. Über die Langzeitsicherheit von Untertagedeponien für nichtradioaktive Abfälle ist viel weniger bekannt und in der Vergangenheit auch weniger gearbeitet worden. Auch ist in der breiten Öffentlichkeit die Frage nach der langfristig sicheren Endlagerung nichtradioaktiver Schadstoffe nicht mit einer vergleichbaren Intensität und Gründlichkeit gestellt worden wie bei den radioaktiven Abfällen. Erst in den letzten Jahren sind verstärkt Studien in Auftrag gegeben und Untersuchungen vorgenommen worden, die den Möglichkeiten und den Problemen der untertägigen Ablagerung nichtradioaktiver Abfälle gelten.

1622. Geowissenschaftliche Kriterien müssen bei der Planung und der Eignungsuntersuchung von Standorten für Untertagedeponien im Vordergrund stehen. Der mineralogische und chemische Stoffbestand der Gesteine, die Gebirgsdurchlässigkeit, die Lage der Deponie in bezug auf Tiefenwässer und nutzbare Grundwasservorkommen, der Chemismus der Wässer, die gebirgsmechanischen Eigenschaften des Wirtsgesteins, Nebengesteins und Deckgebirges sowie geodynamische Risiken sind wichtige, die Langzeitsicherheit bestimmende Faktoren.

Unter geowissenschaftlichen Gesichtspunkten bieten bergmännisch hergestellte Hohlräume verschiedentlich günstigere Voraussetzungen für Untertagedeponien als gesolte Kavernen, da sich die für die Beurteilung der Langzeitsicherheit maßgeblichen Informationen an bergmännisch geschaffenen Hohlräumen zuverlässiger ermitteln lassen als an Hohlräumen, die nur über Bohrungen erschlossen werden (Tz. 1637).

1623. Der Einfluß geodynamischer Risiken auf die Sicherheit von Untertagedeponien ist von untergeordneter Bedeutung. Gefährdungen durch Hebung und Senkung von Gesteinsschichten sowie durch vulkanische Vorgänge sind während der näheren geologischen Zukunft sicherlich auszuschließen (HERRMANN, 1989), und die Erdbebengefährdung ist aufgrund der überwiegend geringen seismischen bzw. tektonischen Aktivität in der Bundesrepublik als niedrig anzusehen. Standorte, in denen die regionale Erdbebenintensität mit einer Wahrscheinlichkeit von 99% den Wert 8 nach der MKS-Skala (MKS = Medwedjew-Sponheuer-Karnik) überschreitet, sind nach der künftigen TA Abfall, Teil 1 zu meiden (BR-Drucksache 482/90).

1624. Die gebirgsmechanischen Eigenschaften der Gesteine bestimmen deren Konvergenzverhalten und damit die Standsicherheit der unterirdischen Hohlräume. Unter Konvergenz versteht man das langsame Hineinwandern von Gesteinsschichten in die Hohlräume infolge des Gebirgsdruckes, das zu einer kontinuierlichen Reduzierung des Hohlraumvolumens führt. Zur Offenhaltung der Hohlräume ist deshalb bei Bergwerken oft ein Ausbau erforderlich. Da bei gesolten Kavernen kein Ausbau erfolgen kann, sollten Salzkavernen zur Gewährleistung der Standsicherheit nur in Tiefen mit beherrschbaren Gebirgsdrücken angelegt werden (GERHARDY, 1989; vgl. auch Tz. 1638). Um unerwünscht große Konvergenzen zu verhindern und die Standsicherheit der Hohlräume langfristig zu sichern, sind unterirdische Deponieräume, die der Endlagerung dienen, ganz zu verfüllen.

1625. Für die Beurteilung der Langzeitsicherheit von Untertagedeponien ist zu prüfen, ob Schadstoffe aus den abgelagerten Abfällen mobilisiert und zurück in die Biosphäre transportiert werden können. Hierfür muß untersucht werden, ob im Untergrund Tiefenwässer und Lösungen vorhanden sind oder mit ihrem Auftreten langfristig zu rechnen ist; auch muß deren Chemismus bekannt sein. Die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Kontakt der abgelagerten Abfälle mit solchen Wässern und Lösungen anzunehmen bzw. auszuschließen ist, bestimmt die zu wählende Strategie, Abfälle entweder nach dem Prinzip des vollständigen

Einschlusses oder nach dem Prinzip der immissionsneutralen Ablagerung unter Tage zu deponieren.

Prinzip des vollständigen Einschlusses

1626. Das Prinzip des vollständigen Einschlusses verfolgt das Ziel, die Schadstoffe in den Abfällen dauerhaft unter Tage einzuschließen und auf diese Weise von der Biosphäre fernzuhalten, bzw. ihre Rückkehr zur Biosphäre in schädlichen Konzentrationen für einen möglichst langen Zeitraum zu erschweren und zu verzögern. Dies setzt voraus, daß sich eine möglichst vollständige Abschirmung der abgelagerten Abfälle gegenüber Lösungen und Tiefenwässern erreichen läßt und kein Transport von Schadstoffen in schädlichen Konzentrationen bis in die Biosphäre stattfinden kann.

Zwischen den unterirdisch abgelagerten Abfällen und der Biosphäre müssen Hindernisse existieren, deren Überwindung durch die Schadstoffe nicht möglich ist oder durch entsprechende Verzögerung sehr lange Zeit in Anspruch nimmt. Diese Hindernisse werden allgemein als Barrieren bezeichnet; es wird zwischen natürlichen (geologischen) und künstlichen (technischen) Barrieren unterschieden. Die Funktion der Barrieren kann vor allem durch die Einwirkung von Lösungen und Tiefenwässern so stark beeinträchtigt werden, daß Auswirkungen in der Biosphäre denkbar sind. Demgegenüber spielen die genannten geodynamischen und gebirgsmechanischen Vorgänge eine untergeordnete Rolle.

1627. Die natürlichen Barrieren werden durch die Gesteinsschichten gebildet. Zu betrachten sind sowohl die Gesteine, in die die Abfälle eingebracht werden (Wirtsgestein), als auch die benachbarten Gesteine und die bis zur Erdoberfläche reichenden Gesteinsschichten (Nebengestein, Deckgebirge). Die Wirksamkeit geologischer Barrieren beruht auf der räumlichen Anordnung der Gesteinsschichten und auf deren physikalischen und chemischen Eigenschaften bei Druck-, Temperatur-, sowie Wasser- und Lösungseinwirkungen. Beispielsweise wirken Tongesteine in ungestörter Lagerung zwischen Untertagedeponie und Biosphäre als Sperren gegenüber der Einwirkung von Wässern und Lösungen auf die abgelagerten Abfälle. Auch können Minerale mit Sorptionseigenschaften die Rückhaltefähigkeit geologischer Barrieren gegenüber mobilisierten Schadstoffen erhöhen.

1628. Künstliche Barrieren sollen die Schadstoffe ebenfalls vor der Einwirkung von Wässern und Lösungen schützen, und zwar über kurze Entfernungen. Falls es doch einmal zur Mobilisierung von Schadstoffen kommt, sollen die technischen Barrieren deren Ausbreitung zumindest verzögern.

Künstliche Barrieren lassen sich herstellen durch das Einbetten der Abfälle in eine gegenüber Wasser und Lösungen widerstandsfähige Grundmasse, durch Verpacken der Schadstoffe in korrosionsbeständigen Gebinden sowie durch den Bau von Dämmen zwischen den Schächten und Deponiekammern. Die wichtigste künstliche Barriere, die unverzichtbar ist, bildet die Abdichtung von Schächten und Bohrlöchern gegen die Erdoberfläche. Diese Abdichtung hat die gleiche Funktion wie natürliche Barrieren, da sie die beim Abteufen der Bohrungen und beim Bau der Schächte entfernten anstehenden Gesteine ersetzt. Anforderungen an die Abdichtungen bei Salzbergwerken und -kavernen sind in der künftigen TA Abfall, Teil 1 festgelegt (BR-Drucksache 482/90).

Bei der Wahl geeigneter Einbettungs- und Gebindematerialien empfiehlt es sich, neben Beton, Glas, Kunststoff und ähnlichen Substanzen für spezielle Fälle die in der Natur vorkommenden Minerale zum Vorbild zu nehmen. Diese liefern zuverlässige Informationen über die Langzeitbeständigkeit chemischer Verbindungen unter natürlichen Bedingungen. So sind bestimmte kristalline Verbindungen und die in ihren Strukturen fixierten Spurenelemente gegenüber Lösungen beständiger als Gläser. Nach diesem Prinzip wurde zum Beispiel eine Mineralassoziation entwickelt, in der Radionuklide in einer gegenüber Lösungen beständigen Form fixiert werden können (RINGWOOD, 1980; RINGWOOD et al., 1981).

1629. Bei jeder Untertagedeponie muß gewährleistet sein, daß vor allem die Gesteinsschichten und die Abdichtung der Schächte und Bohrungen langfristig wirksame Rückhaltefunktionen gegenüber mobilisierten Schadstoffen erfüllen können. Dagegen ist die Haltbarkeit der übrigen künstlichen Barrieren unterschiedlich zu bewerten. Beispielsweise haben die für eine Lagerung im Steinsalz verwendeten Blechfässer praktisch nur Verpackungs und Transportfunktionen ohne langfristige Barrierewirkung.

Prinzip der immissionsneutralen Ablagerung

1630. Das Prinzip der immissionsneutralen Ablagerung spielt bei allen Untertagedeponien eine Rolle, bei denen von einem Kontakt der abgelagerten Abfälle mit vorhandenen Tiefenwässern auszugehen ist, wie bei Untertagedeponien in Steinkohlenformationen.

Eine immissionsneutrale Ablagerung von Abfällen liegt dann vor, wenn durch die abgelagerten Abfälle keine schädlichen Verunreinigungen oder nachteiligen Veränderungen der Tiefenwässer gegenüber ihrer geogenen Beschaffenheit zu besorgen sind. Dieses ist der Fall, wenn ein Schadstoffaustrag aus dem Deponiegut nicht erfolgen kann, entweder

- aufgrund der geogenen Beschaffenheit des Tiefenwassers oder
- aufgrund der Beschaffenheit des Deponiegutes.

1631. Die erste Bedingung wird bei solchen Abfällen erfüllt, deren Inhaltsstoffe auch im umgebenden Tiefenwasser in derartigen Konzentrationen enthalten sind, daß hierdurch eine Auslaugung verhindert wird.

So handelt es sich bei den Grubenwässern im Steinkohlengebirge bei Teufen ab etwa — 600 m NN um geogen sehr stark mit Chloriden belastete Wässer, in denen auch die in den entsprechenden Gesteinsschichten und damit auch in der Kohle vorkommenden löslichen Inhaltsstoffe entsprechend ihrer Lö-

sungsgleichgewichte enthalten sind. Durch das Verbringen von Abfällen mit den gleichen Inhaltsstoffen in dieses Milieu ist daher nicht von einer nachteiligen Veränderung oder schädlichen Verunreinigung auszugehen. Lediglich unter der Voraussetzung, daß es in spürbarem Ausmaß zu einer Zirkulation der Tiefenwässer im Gebirge bis in den Bereich der oberflächennahen Grundwasserhorizonte kommt, würden sich hier durch Stoffaustauschvorgänge und Vermischungen nachteilige Veränderungen des ursprünglich unbelasteten oberflächennahen Grundwassers ergeben können. Solche Veränderungen wären dann jedoch auch ohne das Verbringen der Abfälle in die tieferen Horizonte eingetreten, also auf die geogene Beschaffenheit der Tiefenwässer zurückzuführen.

1632. Eine immissionsneutrale Ablagerung kann sich auch aufgrund der Beschaffenheit der zu verbringenden Abfälle ergeben, wenn nämlich diese selbst einen Austrag von schädlichen Bestandteilen verhindern.

5.5.5.4.2 Beschaffenheit untertägig abzulagernder Abfälle

1633. Die untertägige Endlagerung sollte unter dem Aspekt der Langzeitsicherheit nur für feste, verfestigte oder sich nach Einbringung in die Untertagedeponie dort verfestigende Abfälle vorgenommen werden. Die angewendeten Verfestigungsverfahren müssen langfristig stabile Produkte ergeben. Die Ablagerung fließfähig bleibender flüssiger und schlammiger Abfälle stellt nach Auffassung des Rates ein zu hohes Risiko dar, da sich diese Abfälle aufgrund ihrer Mobilität ausbreiten können. So haben beispielsweise die mit der Tiefenversenkung von Salzlösungen gesammelten Erfahrungen gezeigt, daß die Lösungen in Einzelfällen an Kluft- und Spaltenzonen wieder an die Erdoberfläche kamen und eine langfristig wirksame Isolierung von den Biosphäre trotz sorgfältiger geologischer Vorarbeiten nicht in jedem Fall gewährleistet werden konnte. Feste Abfälle wirken außerdem wie Versatz und bewirken eine langfristige Stabilität der verfüllten Hohlräume.

1634. Es dürfen keine Abfälle unter Tage abgelagert werden, die selbstentzündlich, brennbar oder explosionsfähig sind, die ausgasen oder ausdampfen. Nur diejenigen Abfallarten können eingelagert werden, die unter Ablagerungsbedingungen nicht untereinander und mit dem Wirtsgestein in Wechselwirkung treten und dadurch zu Reaktionen führen können, die die Sicherheit der Untertagedeponie und die Betriebssicherheit gefährden. Auch muß ausgeschlossen werden, daß es bei der Einwirkung von Wasser und Lösungen zu Bränden oder Explosionen kommt, Wärmebildung auftritt, Gase emittiert werden oder andere für die Sicherheit gefährliche Reaktionen stattfinden. Beim Kontakt von Abfällen mit Tiefenwässern oder Lösungen kann es zu Wechselwirkungen zwischen den mobilisierbaren Bestandteilen der Abfallarten untereinander und mit dem Wirtsgestein kommen, wodurch eine erhöhte Freisetzung von Schadstoffen denkbar wäre. Es werden Versuche unternommen, derartige Reaktionen zu untersuchen und zu beschreiben (BRASSER et al., 1989; JAKOB, 1990; JAKOB et al., 1990). Solche Vorgänge müssen in die Beurteilung der Langzeitsicherheit eines Endlagers einbezogen werden, die deshalb immer auch eine Langzeitprognose des Abfallverhaltens unter Ablagerungsbedingungen umfassen muß.

5.5.5.4.3 Spezifische Aspekte von Untertagedeponien in Salzgesteinen

Geowissenschaftliche und geotechnische Aspekte

1635. Die untertägige Ablagerung in Salzgesteinen erfolgt nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses; die langfristig sichere Endlagerung setzt eine trockene Deponie voraus. Eine Gefährdung der Sicherheit von Untertagedeponien im Salz geht vor allem von der Einwirkung von Wässern und Lösungen auf das Wirtsgestein und auf die Abfälle aus sowie von bestehenden Wegsamkeiten in Richtung Erdoberfläche und nutzbarer Grundwasservorkommen.

1636. Die Untersuchung und Beurteilung der Langzeitsicherheit von Untertagedeponien in Salzstöcken kann schwieriger und aufwendiger sein als bei flach gelagerten Salzvorkommen. Salzstöcke weisen oft einen komplizierten Innenbau auf, mit intensiver Verfaltung und steiler Lagerung der verschiedenen Salzfolgen und deren Nebengestein. Anhydritschichten, zum Beispiel der Hauptanhydrit, stellen wegen ihrer Klüftigkeit potentielle Wegsamkeiten für Wässer und Lösungen dar; sie werden für Wassereinbrüche in Salzbergwerke verantwortlich gemacht (HOFRICHTER, 1978). Auch tonhaltige Schichten, besonders der Aller-Ton und der Leine-Ton, sind aufgrund ihrer ungenügenden Standsicherheit als problematisch anzusehen. Salzbergwerke oder -kavernen, die sich in der Nähe dieser Schichten befinden, kommen nur nach besonders sorgfältiger Untersuchung für die Einlagerung von Abfällen in Frage.

1637. Gesolte Kavernen können nur in Salzstöcken angelegt werden, da nur diese die erforderlichen Steinsalzmächtigkeiten aufweisen. Bedingt durch die Soltechnik kann die geologisch-mineralogische Situation der Kavernen nur indirekt anhand von Meßdaten interpretiert und bewertet werden. Indirekte Meßmethoden liefern zwar wertvolle Informationen, sie ersetzen aber nicht in jedem Fall die direkte geowissenschaftliche Untersuchung in den Grubenräumen von Bergwerken. Gegenüber Bergwerken ergeben sich dadurch einige Nachteile bei der Beurteilung der Langzeitsicherheit von Kavernen.

1638. Die Herstellungstechnik durch Solung kann Probleme zur Folge haben, die die Langzeitsicherheit von Kavernen beeinflussen können:

- In Steinsalzschichten können Kalisalze zwischengelagert sein, die aufgrund der leichten Löslichkeit von Kalium-Magnesium-Verbindungen bevorzugt gelöst werden. Dabei können Wegsamkeiten für Lösungen zu benachbarten Kavernen entstehen oder zumindest lokale Auflösungshorizonte, die in das Nebengestein hineinreichen.
- Bei der Herstellung der Salzkavernen bleiben Reste der Sole am Boden des Hohlraumes zurück. Nach dem Einfüllen der Abfälle in die Kaverne wird im unteren Teil ein Feststoff mit einem hohen

Wasseranteil lagern, wobei sicherlich ein Teil der Schadstoffe in die flüssige Phase übergeht. Die künftige TA Abfall, Teil 1 fordert daher, die Restsole so weit wie möglich zu entfernen oder zu binden (BR-Drucksache 482/90).

— In der Zeit der Entleerung der Kaverne und ihrer Befüllung mit Abfällen steht das Innere der Kaverne nur unter geringem Druck. Dies führt auch in Bereichen niedriger Gebirgsdrücke zu Konvergenzen (vgl. Tz. 1624), die sich durch Fließ- oder eventuell Brucherscheinungen negativ auf die Dichtigkeit der Kaverne und auf ihre Standsicherheit auswirken könnten. Kavernen müssen deshalb in relativ kurzer Zeit, beispielsweise etwa fünf Jahren, ganz verfüllt sein (FÜRER, 1989). Eine Rißbildung im Gebirge infolge des Wiederaufbaus des Druckes in einer abgeschlossenen Kaverne wird dagegen weitgehend ausgeschlossen. Eine Möglichkeit zur indirekten Überwachung des Konvergenzgeschehens in Kavernen durch die Messung des Senkungsverlaufs an der Erdoberfläche beschreiben LEITZKE und SROKA (1987).

1639. Die früher vorherrschende Ansicht, Salz sei generell undurchlässig gegenüber Flüssigkeiten und Gasen und reagiere ausschließlich mit plastischer Verformung ohne Bildung von Klüften kann in dieser Form nicht länger aufrechterhalten werden. Beobachtungen haben gezeigt, daß in Salzgesteinen lokale Bruchverformungen mit der Bildung von Klüften und Rissen möglich sind (WEISS, 1980). Nach HERRMANN (1989) sind in allen bisher bergmännisch erschlossenen Salzstöcken Niedersachsens (Kali- und Steinsalzbergwerke) im Verlauf der vergangenen einhundert Jahre Lösungen aus den Salzgesteinsschichten ausgetreten; ähnliches gilt auch für die flach lagernden Salzvorkommen in Hessen.

1640. Die bisherigen Untersuchungen erfassen vor allem die von außen auf die Salzgesteine einwirkenden Lösungsprozesse, doch sind auch im Inneren der Salzstöcke lokal Lösungsbewegungen möglich (HERRMANN, 1980). Jede Untertagedeponierung erfolgt in geologischen Systemen und muß berücksichtigen, daß sich diese in einem dynamischen Zustand befinden. Auf diesen Überlegungen basiert ein jetzt entwickeltes Konzept zur Beurteilung der Langzeitsicherheit von Untertagedeponien in Salzstöcken, das untersucht, wie sich die Ereignisse in der geologischen Vergangenheit seit Entstehung des Salzgesteins auf den Gesteinskörper und seinen Stoffbestand ausgewirkt haben. Das Auftreten von Lösungen bewirkt Veränderungen des ursprünglichen mineralogischen und chemischen Stoffbestandes der Gesteine; daraus ergeben sich Hinweise auf das bisherige Ausmaß stofflicher Veränderungen im Salzgestein und auf mögliche Wegsamkeiten für Lösungen in der Vergangenheit. Dadurch könnte es gelingen, innerhalb eines Salzstockes die Bereiche abzugrenzen, die seit ihrer Bildung aus dem Meerwasser vor etwa 250 Mio. Jahren nicht oder nur in geringem Umfang wieder mit Lösungen oder anderen Fluiden in Berührung gekommen sind. Diese Aussagen sind von hohem Wert für die Beurteilung der Barrierewirkung eines Endlagers. In einem weiteren Schritt kann dann der Versuch unternommen werden, aus den Befunden Hinweise auf die mögliche Entwicklung eines Endlagers in der Zukunft abzuleiten (HERRMANN 1989; HERRMANN und KNIPPING, 1988).

Abfallbeschaffenheit und Verbringungstechniken

1641. Zur Endlagerung von Abfällen in Gebinden eignen sich vorzugsweise Bergwerke in Kammer-Pfeiler-Bauweise, wie sie beispielsweise in den flach lagernden Salzvorkommen des Werra-Fulda-Lagerstättenbezirks vorliegen, da hier die Abbauhohlräume langfristig offen bleiben. Die Abfälle werden in der Regel in konditionierter Form in Gebinden gestapelt, wobei die Gebinde unter Langzeitaspekten in den meisten Fällen nur eine Transportfunktion erfüllen. Neben Stahlblechfässern werden auch flexible Schüttgutbehältnisse, sogenannte Big Bags, für geeignete Abfälle verwendet (WEGENER, 1990).

1642. Salzkavernen kommen für die Ablagerung von Gebinden nicht in Frage; hier sollen schüttfähige und pumpfähige Abfälle über eine Rohrleitung im Bohrloch eingebracht werden. Die Beschaffenheit der Abfälle hängt von der Verbringungstechnik ab, für die verschiedene Möglichkeiten bestehen. Nach der künftigen TA Abfall, Teil 1 (BR-Drucksache 482/90) sind pneumatische und hydraulische Förderung sowie Schütten über eine Freifalleitung vorgesehen. Da die abgelagerten Abfälle einen Festkörper bilden sollen, sind die Abfälle entweder so zu konditionieren, daß sie in der Kaverne die erforderliche Festigkeit erreichen, oder es muß bei Suspensionsförderung mit einem hydraulischen Bindemittel sichergestellt sein, daß die Massen ohne Abgabe von Flüssigkeit unter Tage aushärten (Tz. 1633).

Abzulagernde Abfälle und verfügbare Deponievolumina

1643. Für die Ablagerung in Salzgesteinen kommen alle Abfälle in Frage, die die in Abschnitt 5.5.5.4.2 genannten Anforderungen erfüllen. Als Untertagedeponien in Salzgesteinen können zur Zeit nur die Bergwerke Herfa-Neurode und Heilbronn genutzt werden.

Die Untertagedeponie Heilbronn ist für Rauchgasreinigungsrückstände aus Hausmüllverbrennungsanlagen zugelassen. 1989 sind dort 9 000 t Abfälle abgelagert worden; eine Zunahme der abzulagernden Mengen wird erwartet (WEGENER, 1990). Die dort jährlich zur Verfügung stehende Kapazität entspricht etwa derjenigen von Herfa-Neurode (Tab. 5.5.29). Es wird davon ausgegangen, daß jährlich 80 000—100 000 t Rauchgasreinigungsrückstände deponiert werden können. Die Deponie Heilbronn könnte in viel stärkerem Umfang genutzt werden, als dies bisher geschieht.

Für die untertägige Ablagerung von Sonderabfällen aus dem Bereich der Industrie steht gegenwärtig nur die Untertagedeponie Herfa-Neurode zur Verfügung. Nach Erweiterung der Förderkapazität werden etwa 160 000 t Abfälle pro Jahr dort abgelagert werden können. Die bisher eingelagerten Abfälle stammen vor allem aus folgenden Bereichen (HERRMANN, 1989):

- Metallverarbeitende Industrie: Härtereien, Galvanikanlagen, Hüttenwerke 30 %
- Rückstände aus der chemischen Industrie 25 %
- Rückstände aus der Rauchgasreinigung von Verbrennungsanlagen 40 %
- Elektroindustrie: Transformatoren, Kondensatoren 4 %
- Sonstige 1 %.

Zu den deponierten Abfällen gehören unter anderem chlorierte Kohlenwasserstoffe, Arsen- und Quecksilberrückstände, Galvanikabfälle, Destillationsabfälle, Filtrationsrückstände, Farbstoffabfälle, Teere, unbrauchbare Chemikalien, Produkte der pharmazeutischen Industrie, Reinigungs- und Pflanzenschutzmittel, Filterstäube aus Hausmüllverbrennungsanlagen (vgl. auch DEISENROTH, 1987).

1644. Ein Vergleich der jährlich in den genannten Untertagedeponien unterzubringenden Abfallmengen mit den anfallenden Mengen untertägig abzulagernder Abfälle (Abschn. 5.5.5.3) zeigt, daß in Salzgesteinen zur Zeit noch nicht die Hälfte der nach TA Abfall der Untertagedeponie zugeordneten Abfälle deponiert werden können.

Für einzelne Abfallarten, die für eine Endlagerung in Salzkavernen geeignet sind, wird sich die Situation mit Anlage der Kavernendeponie verbessern, für die eine Gesamtkapazität von 2,8 Mio. m^3 geplant ist. Die mittlere jährliche Einlagerungsmenge wird mit 100 000 m^3 angegeben (GERHARDY, 1989). Für die Ablagerung in Salzkavernen kommt jedoch nur eine begrenzte Anzahl von Abfallarten in Frage. Es sind dies vor allem Abfälle aus den Untergruppen „Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung" (Nr. 313) und „Salze" (Nr. 515) (BIELER und CLAUS, 1988; GERHARDY, 1988).

1645. Anders stellt sich die Situation dar, wenn ein großer Teil des durch Salzgewinnung entstandenen oder jährlich entstehenden unterirdischen Hohlraumes für die Ablagerung genutzt werden könnte. Nach BIELER und CLAUS (1988) steht theoretisch allein in den Salzbergwerken des flach gelagerten Werra-Fulda-Lagerstättenbezirkes ein Volumen für 5—8 Mio. t Abfälle pro Jahr zur Verfügung. Diese Angaben beinhalten allerdings keinerlei Aussagen über die tatsächliche Eignung von Standorten und unterirdischen Hohlräumen zur langfristig sicheren Abschirmung von Abfällen gegenüber der Biosphäre. Die Eignung muß in jedem einzelnen Fall gesondert geprüft werden.

5.5.5.4.4 Spezifische Aspekte von Untertagedeponien in Steinkohlenformationen

Geowissenschaftliche und geotechnische Aspekte

1646. Die untertägige Deponierung kann sowohl nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses als auch als immissionsneutrale Ablagerung erfolgen. Im Gegensatz zum Salzgestein, bei dem man von einer trockenen Deponie ausgeht, sind im Steinkohlengebirge die dort auftretenden Grubenwässer zu berücksichtigen.

Das Steinkohlengebirge besteht aus einer Wechselfolge von Kohleflözen mit dem Nebengestein, beispielsweise Konglomeraten, Sandsteinen, Tonschiefern. Im natürlichen Zustand ohne bergbauliche Einwirkungen ist das Steinkohlengebirge selbst nur gering kluftwasserführend, da bis auf einige Sandsteinschichten die übrigen Gesteine als Wassernichtleiter wirken. Das das Steinkohlengebirge überlagernde Deckgebirge besteht aus Schichten unterschiedlicher Durchlässigkeit und Wasserführung. Auch die Beschaffenheit der Wässer weist Unterschiede auf. So sind beispielsweise im nördlichen Ruhrgebiet die Grubenwässer stark chloridhaltig, während sie im südlichen Ruhrgebiet hohe Sulfatgehalte aufweisen. Natürliche vertikale Wasserwegsamkeiten durch die verschiedenen Gebirgsstockwerke hindurch sind an geologische Schwächezonen bzw. Störungen gebunden, die teilweise bis in die oberen Deckgebirgsschichten reichen. An ihnen ist ein lokales Aufsteigen von Tiefenwässern möglich.

Neben den natürlichen Gegebenheiten sind die durch den Bergbau hervorgerufenen Auswirkungen auf die hydrogeologischen Verhältnisse zu berücksichtigen. Als Folge der Abbaueinwirkungen ist während der Betriebsphase eines Bergwerkes mit einer Auflockerung des Gebirges und dadurch Erhöhung der Wasserdurchlässigkeit zu rechnen, die jedoch unter dem Einfluß des Gebirgsdruckes im Laufe weniger Jahre wieder abnimmt, so daß näherungsweise der ursprüngliche Zustand wieder erreicht wird.

Die hydrogeologischen Verhältnisse werden besonders durch die erforderliche Grubenwasserförderung beeinflußt, die verhindert, daß sich die Bergwerke mit Wasser füllen. Sie muß sich auch auf die bereits stillgelegten Schachtanlagen erstrecken. Diese künstlich geschaffene und aufrechterhaltene Situation wird beendet werden, wenn irgendwann in Zukunft der Steinkohlenbergbau eingestellt werden wird. Mit Beendigung der Wasserhaltung werden die Grubenräume allmählich überstaut. Nach dieser Phase ist mit einem im wesentlichen stationären Zustand zu rechnen. Eine Wasserbewegung wird dann in jedem Falle auf die vorhandenen Wasserwegsamkeiten (Störungszonen, verbleibende Grubenräume) beschränkt sein und — wenn überhaupt — nur in sehr geringem Umfang stattfinden, da stärkere hydraulische Gradienten allgemein nicht anzunehmen sind.

1647. Für die Untertagedeponierung von Abfällen im Steinkohlengebirge stehen fast alle Hohlräume zur Verfügung, die für das betreffende Bergwerk im Betrieb erforderlich sind. Die Abbauhohlräume selbst sind aufgrund des Abbauverfahrens und der gebirgsmechanischen Eigenschaften des Nebengesteins von vornherein nur temporärer Natur. Sie schließen sich unter dem Druck der überlagernden Schichten nach dem Abbau wieder. Dabei kommt es zu einer vorübergehenden Auflockerung der Hangendschichten, die in den unmittelbaren Dachschichten je nach Gesteinsbeschaffenheit zum Zerbrechen des Gesteinsverbandes führt; ab einer gewissen Höhe über dem abgebauten Flöz kommt es zu einer quasi-plastischen Verformung der Gesteine ohne makroskopische Brucherscheinungen. Das Gewicht der überlagernden Gesteinsschichten führt bereits nach kurzer Zeit (wenige Monate bis Jahre) zu einer solchen Wiederkompaktie-

rung der Gesteine, daß praktisch der vor dem Abbau herrschende gebirgsmechanische Zustand wieder erreicht wird. Insbesondere stellen sich im Steinkohlengebirge größenordnungsmäßig die gleichen Durchlässigkeitsbeiwerte wie vor dem Abbau wieder ein (WILKE, 1989). Zu jedem Abbauhohlraum gehören zwei Abbaubegleitstrecken, in denen sich als Folge des Gebirgsdruckes meist sehr erhebliche Konvergenzen zeigen.

Schächte und Sohlenstrecken stehen nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Abbaubetrieb. Sie werden durch Ausbau offen gehalten und können auch noch nach Einstellung des Bergwerksbetriebes zur Ablagerung von Abfällen genutzt werden.

1648. Für Abfälle, die in Schächte und Sohlenstrekken verbracht werden, läßt sich kein vollständiger Abschluß gegenüber den Grubenwässern nach Beendigung der Wasserhaltung erreichen. Die einzulagernden Abfälle müssen den Bedingungen für die immissionsneutrale Ablagerung genügen (Tz. 1630ff.).

1649. Eine Deponierung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses kann nur in den beim Kohlenabbau entstehenden temporären Abbauhohlräumen und den Abbaubegleitstrecken erfolgen. In Frage kommen hierfür jedoch aufgrund des Fehlens entsprechender weiträumig wirksamer Barrieren und der natürlichen und durch den Bergbau geschaffenen Wasserwegsamkeiten nur lokal begrenzte Bereiche, die bestimmte Anforderungen erfüllen. Nach WILKE (1989) sind dies Bereiche, in denen

— für die Einschließung der abgelagerten Abfälle ein geeignetes Schichtenpaket mit überwiegend tonigem/schiefrigem Nebengesteinsaufbau in ausreichender, im Detail noch festzulegender Mächtigkeit zur Verfügung steht,

— von bekannten oder potentiellen Wasserwegsamkeiten (geologische Störungen, Tagesschächte) oder Standwässern ein hinreichender Mindestabstand eingehalten werden kann,

— das Nichtvorhandensein unbekannter, potentiell wasserführender Störungen im gesamten Deponiebereich nachgewiesen wurde,

— der Einlagerungsbereich von einem System von offenen Grubenräumen umgeben ist, die ausreichend dimensioniert sind, um die im ungünstigsten Fall im Grubengebäude zu erwartenden Wasserzuflüsse zu fassen und vom Einlagerungsbereich abzuleiten; hierzu ist bis zur endgültigen Betriebseinstellung eine ausreichende Wasserhaltungskapazität vorzuhalten.

Ob im konkreten Einzelfall diese Voraussetzungen und Bedingungen gegeben sind, muß jeweils gesondert geprüft werden. Eine generelle positive Aussage ist nicht möglich.

Beschaffenheit der Abfälle und Verbringungstechniken

1650. Die Art der Hohlräume, die als Deponie genutzt werden, bestimmt, auf welche Weise die Abfälle eingebracht werden können; zugleich ergeben sich aus den Verbringungstechniken gewisse Anforderungen an die Beschaffenheit der abzulagernden Abfälle.

1651. Da sich Abbauhohlräume bereits nach kurzer Zeit wieder weitgehend schließen, kann die Einlagerung von Abfällen in diese Hohlräume nur in unmittelbarer Verbindung mit dem Abbaugeschehen erfolgen. Eine Möglichkeit besteht darin, die Abfälle in die beim Hereinbrechen der überlagernden Schichten entstehenden Zwischenräume zwischen den Gesteinsbruchstücken hydraulisch zu verpressen. Für diese Art des Einlagerns eignen sich vorzugsweise fein- bis mittelkörnige und staubförmige Materialien; großvolumige Abfälle sind dagegen ausgeschlossen. Es ist sicherzustellen, daß die für den Transport erforderliche Wassermenge im Deponieraum vollständig gebunden wird, zumal in der Einbringungsphase noch nicht mit hinreichend niedrigen Durchlässigkeitsbeiwerten in den Gesteinsschichten gerechnet werden kann.

Eine Variante dieser hydraulischen Verbringungstechnik sieht vor, Abfälle in einer puzzolanischen Grundmasse — entweder aus thermisch behandeltem Waschbergematerial oder aus anderen Puzzolanen, die selbst Abfälle sein können, wie Flugaschen aus Kraftwerken — in die noch offenen Abbauhohlräume und übrigen Grubenräume einzubringen, wo dieses Gemisch zu einer silikatisch gebundenen Masse aushärtet (SCHICK et al., 1987). Dieses Konzept geht davon aus, daß die Schadstoffe dauerhaft in die feste Matrix eingebunden sind und die eingebrachte Masse aufgrund ihrer im Vergleich zum Nebengestein niedrigeren Klüftigkeit nur in geringem Maße von Wasser durchflossen wird, so daß die Auswaschung von Schadstoffen sehr stark eingeschränkt ist (BIELER, 1988).

1652. Eine weitere Verbringungstechnik für Abbauhohlräume stellt der pneumatische Rohrleitungstransport in Form des Blasversatzes dar, der jedoch als weniger günstig angesehen wird (WILKE, 1989).

1653. Abfälle, die in Strecken abgelagert werden, können entweder in Gebinden oder hydraulisch oder pneumatisch eingebracht werden. Die gegen die pneumatische Verbringung in Abbauhohlräume bestehenden Bedenken sind bei der Verbringung in Strecken weniger gravierend, da unter den dort gegebenen räumlichen Bedingungen die Erfassung und Abführung der Rückluft oder deren Reinigung leichter durchführbar wären.

1654. Schächte eignen sich vor allem zur Aufnahme von Schüttgütern, die auf hydraulischem oder pneumatischem Wege eingebracht, aber auch ohne Transportmedien eingerieselt werden können. Weniger gut geeignet sind Schächte zur Aufnahme von Gebinden. Im Hinblick auf die Verbringungstechnik kommen also in erster Linie die gleichen Materialien wie bei der Nutzung der Abbauhohlräume in Frage.

Abzulagernde Abfälle und verfügbare Deponievolumina

1655. Für eine Ablagerung in Abbauhohlräumen und Abbaubegleitstrecken nach dem Prinzip des voll-

ständigen Einschlusses kommt unter Berücksichtigung der Bedingungen, die aufgrund der Verbringungstechniken gegeben sind, eine Reihe von Abfällen in Frage. Es sind dies vor allem Abfälle aus den Untergruppen „Ofenausbrüche, Hütten- und Gießereischutt" (Nr. 311; von der TA Abfall nicht für die Untertagedeponierung vorgesehen) und „Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung" (Nr. 313).

1656. Eine immissionsneutrale Ablagerung, zum Beispiel in Schächten und Sohlenstrecken, ist uneingeschränkt für solche Abfälle möglich, deren lösliche Inhaltsstoffe im Grubenwassermilieu selbst schon in Konzentrationen vorhanden sind, die eine Auslaugung aus dem Abfall verhindern. Diese Bedingung kann insbesondere bei Verbrennungsrückständen aus Kohlefeuerungsanlagen angenommen werden, darüber hinaus aber auch bei zahlreichen Sonderabfällen aus den Untergruppen „Metallurgische Schlakken, Krätzen und Stäube" (Nr. 312; von der TA Abfall nicht für die Untertagedeponierung vorgesehen), „Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung" (Nr. 313) und insbesondere „Sonstige feste mineralische Abfälle" (Nr. 314) und „Mineralische Schlämme" (Nr. 316). Potentiell kommen damit bereits relativ große Abfallmengen für eine Verbringung in die Steinkohlenformationen in Frage.

Dies gilt auch für die zweite Möglichkeit der immissionsneutralen Ablagerung von Sonderabfällen, bei der ein Schadstoffaustrag in die Umgebung durch die Beschaffenheit der Abfälle selbst oder ihr Verhalten im umgebenden Deponiemilieu verhindert wird. Wenn es gelingt, durch Konditionierung der Abfälle den Schadstoffaustrag zuverlässig zu verhindern, kommen die so behandelten Abfälle ebenfalls für eine Verbringung in das Steinkohlengebirge in Betracht.

1657. Ob überhaupt und mit welchem Anteil eine Verbringung von Abfällen in Grubenräume des Steinkohlenbergbaus realisiert werden wird, ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht zu beantworten. Da diese Abfälle in der Mehrzahl bei entsprechender Behandlung gegebenenfalls verwertet oder aber oberirdisch abgelagert werden können, ist es weitgehend eine Frage der Verbringungskosten und entsprechender rechtlicher Vorschriften, mit welchem Mengenanfall für eine untertägige Verbringung zu rechnen ist. Solide Voraussagen hierüber erscheinen daher dem Rat zur Zeit nicht möglich.

1658. Für eine untertägige Ablagerung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses steht generell nur der zeitgleich mit der Kohlengewinnung entstehende Hohlraum zur Verfügung; eine Nutzung alter Grubenräume ist nicht möglich. WILKE (1989) schätzt das dafür verfügbare Volumen nach folgender Überlegung ab: Mittelfristig ist mit einer Steinkohlenförderung von rund 60 Mio. t im Jahr zu rechnen. Davon entfällt etwa größenordnungsmäßig ein Drittel auf Flöze in Gesteinsschichten, die für eine Verbringung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses geeignet sind. Die hierfür zu erfüllenden Voraussetzungen (Tz. 1649) sind jedoch nur in bestimmten, lokal begrenzten Bereichen gegeben, bei konservativer Schätzung in nicht mehr als einem Drittel dieser Flöze. Der für die Deponierung geeignete Abbauhohlraum wird danach auf 6,67 Mio. m^3 im Jahr geschätzt, von dem jedoch, bedingt durch Vorkonvergenz und Absenkung der Hangendpartien beim Hereinbrechen der Dachschichten, nur weniger als die Hälfte zur Aufnahme von einzubringenden Abfällen zur Verfügung steht. Rechnet man unter Abzug von Streckenbegleitdämmen usw. mit einem „Versatzfaktor" von 30 %, so ergibt sich schließlich ein wirklich nutzbares Volumen in den Abbauhohlräumen von etwa 2 Mio. m^3 je Jahr. Hinzu kommt ein auf 250 000 m^3 pro Jahr geschätztes verfügbares Volumen an Abbaubegleitstrecken.

1659. Für die immissionsneutrale Ablagerung von Abfällen stehen prinzipiell alle vorhandenen und neu entstehenden Grubenräume des Steinkohlenbergbaus zur Verfügung, wobei allerdings je nach der stofflichen Beschaffenheit der zu verbringenden Abfälle hinsichtlich des zu erwartenden Milieus des Deponieumfeldes zu differenzieren ist. Eine Verbringung von Abfällen nach dem Prinzip der immissionsneutralen Ablagerung sollte vorzugsweise in die tieferen Stockwerke des steinkohlenführenden Gebirges erfolgen, in Schichten, in denen nach einem späteren Wiederanstieg der Grubenwässer nach Einstellung der Wasserhaltung mit dem Vorhandensein hoch chloridbelasteter Tiefenwässer zu rechnen ist.

Geht man unter Vernachlässigung aller bereits vorhandenen Grubenräume davon aus, daß wenigstens die Hälfte aller neu aufgefahrenen Grubenbaue in dem vorgenannten Bereich liegt, so ergeben sich aus einer jährlichen Auffahrung von rund 380 km an Grubenbauen (einschließlich Abbaubegleitstrecken) mit einem niedrig geschätzten mittleren Querschnitt von 15 m^2, Volumina in einer Größenordnung von 2,5 Mio. m^3 bzw., wenn alle für die Deponierung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses nutzbaren Strecken auch hierfür wirklich verwendet werden, von immerhin noch deutlich über 2 Mio. m^3.

1660. Sowohl für die Untertagedeponierung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses als auch im Bereich der immissionsneutralen Ablagerung von Abfällen erscheint ein deutlicher Beitrag des Steinkohlenbergbaus zur Bewältigung der Ablagerungsprobleme für bestimmte Abfallarten möglich. Ob im konkreten Einzelfall die Voraussetzungen und Bedingungen für eine langfristig sichere Deponierung gegeben sind, muß bei jedem konkreten Standort gesondert geprüft werden.

5.5.5.5 Zusammenfassende Beurteilung und Schlußfolgerungen

1661. Abfälle mit langfristig wirksamen umweltschädigenden Eigenschaften und mobilen oder mobilisierbaren Anteilen dürfen nicht im Bereich der Biosphäre abgelagert werden. Für solche Abfälle kommt nur die Ablagerung in den unterirdischen Gesteinsschichten der Lithosphäre in Betracht, weil nur dort eine langfristig sichere Endlagerung möglich ist. Da die umweltschädigende Wirkung gewisser Abfallinhaltsstoffe über zum Teil sehr lange Zeiträume nahezu unverändert bleibt, ist nach Auffassung des Rates der langfristigen Sicherheit von Untertagedeponien für nichtradioaktive Abfälle die gleiche Aufmerksamkeit zuzuwenden, wie der Endlagerung radioaktiver Abfälle. Im Interesse nachfolgender Generationen muß

der Aspekt der Langzeitsicherheit bei Planung und Einrichtung von Untertagedeponien im Vordergrund stehen.

1662. Unter dem Gesichtspunkt der Beurteilbarkeit der Langzeitsicherheit und der Sicherheit der Aussage haben durch Bergwerke aufgefahrene Hohlräume gegenüber den nur über Bohrungen erschlossenen Hohlräumen, wie gesolte Kavernen und Tiefbohrlöcher, gewisse Vorteile. Insbesondere spezielle Endlagerbergwerke, wie das Projekt Gorleben für radioaktive Abfälle, lassen sich für alle Erfordernisse der untertägigen Ablagerung einschließlich der Langzeitsicherheit gezielter planen und einrichten, als dies bei der Nutzung ehemaliger Rohstoffgewinnungsbergwerke möglich ist.

1663. Bei der Einrichtung einer Untertagedeponie zur Endlagerung ist in jedem Einzelfall die Eignung des Standortes für die langfristig sichere Ablagerung von Abfällen zu prüfen und nachzuweisen. Der Rat begrüßt in diesem Zusammenhang den in der künftigen TA Abfall, Teil 1 für die Untertagedeponie in Salzgesteinen geforderten standortbezogenen Sicherheitsnachweis, der das Gesamtsystem „Abfall-Untertagebauwerk-Gebirgskörper" zu berücksichtigen hat. Durch diese Sicherheitsbeurteilung ist unter anderem zu belegen, daß die Einrichtung, der Betrieb und die Nachbetriebsphase einer Untertagedeponie zu keiner Beeinträchtigung der Biosphäre führen können. Ein solcher Sicherheitsnachweis ist mit Hilfe von Modellrechnungen möglich, die jedoch mit vereinfachten Annahmen durchgeführt werden müssen, da nicht alle in der Natur wirksamen Variablen berücksichtigt werden können. Die Schwierigkeit besteht darin, Daten zu ermitteln, die das zu untersuchende Problem möglichst wirklichkeitsgetreu beschreiben. Hierbei ist in Zweifelsfällen den am geologischen System nachprüfbaren Beobachtungen der Vorzug vor Laborexperimenten zu geben. Gegenwärtig gibt es noch kein praktikables und aussagefähiges Bewertungsverfahren zur Beurteilung der Langzeitsicherheit von Untertagedeponien für nichtradioaktive Abfälle. Es ist zu empfehlen, sich an den Sicherheitskriterien für die Standortfindung bei radioaktiven Abfällen zu orientieren.

1664. Da die Beurteilung der Langzeitsicherheit immer nur standortbezogenen vorgenommen werden kann, ist es ersichtlich, daß sich pauschale Angaben zum verfügbaren unterirdischen Deponievolumen allein anhand des zur Verfügung stehenden Hohlraumes nicht machen lassen. Unter Berücksichtigung von allgemeinen, die Eignung einschränkenden oder wahrscheinlich machenden Bedingungen, können Schätzungen jedoch nützlich sein, um größenordnungsmäßig einen Anhaltspunkt über möglicherweise in Frage kommende Deponievolumina zu erhalten (vgl. Tz. 1658 ff.). Solche Schätzungen bergen aber auch die Gefahr, den Eindruck zu erwecken, es stünde unterirdischer Deponieraum in großem Ausmaß zur Verfügung, obwohl sich diese Annahme dann aber bei Standortuntersuchungen im Einzelfall nicht bestätigen könnte.

1665. Falls sich die jährlich anfallenden Mengen der nach TA Abfall untertägig abzulagernden Abfallarten gegenüber den Schätzungen für 1987 (Abschn. 5.5.5.3) nicht noch wesentlich vermindern, können diese Abfälle in den gegenwärtig nutzbaren Untertagedeponien nicht untergebracht werden. Herfa-Neurode ist für den größten Teil dieser Abfälle die einzige zugelassene Untertagedeponie. Ihre Jahreskapazität wird nach der geplanten Erweiterung der Förderkapazitäten etwa 160 000 t betragen und reicht auch dann nicht aus, die anfallenden Mengen aufzunehmen. Eine Aussage, inwieweit gegenwärtig nur in Herfa-Neurode abzulagernde Abfälle auch in andere Salzbergwerke, in Salzkavernen oder auch in Steinkohlenformationen oder Erzbergwerke verbracht werden könnten, ist zur Zeit noch nicht möglich. Der Rat empfiehlt, für alle Abfälle, die nicht zwingend in Herfa-Neurode eingelagert werden müssen, andere geeignete Untertagekapazitäten zu nutzen, um Herfa-Neurode für diejenigen Abfälle bereit zu halten, die nur dort abgelagert werden können.

Eine Reihe von Abfällen mit einem überschaubaren und analysierbaren Schadstoffspektrum eignet sich offenbar für die Ablagerung in Salzkavernen (Tz. 1644) und/oder in Steinkohlenbergwerken (Tz. 1655 f.). Hierzu gehören auch Sonderabfallarten, für die nicht die Untertagedeponie als Regelbeseitigung genannt wird, beispielsweise Filterstäube aus Sonderabfall- und Hausmüllverbrennungsanlagen, feste Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung von Feuerungsanlagen ohne REA-Gipse, aber auch Abfälle, die nicht als Sonderabfälle angesehen werden, darunter Filterstäube aus Kohlefeuerungsanlagen. Die Ablagerung von Rückständen aus dem Betrieb von Kraftwerken wird gegenwärtig auch in anderen Wirtsgesteinen vorgenommen bzw. geplant und untersucht (Tab. 5.5.29). Sofern die genannten Abfälle nicht verwertet werden können, sondern deponiert werden müssen, ist es nach Auffassung des Rates anzustreben, sie in geeigneter Weise unter Tage abzulagern, da die Untertagedeponie eine zusätzliche Sicherheit bietet und darüber hinaus die Flächeninanspruchnahme durch oberirdische Deponien vermindert wird. Die beispielhaft genannten Abfallarten sollten vor allem aber auch wegen ihres Gehaltes an toxischen, langfristig wirksamen Metallen untertägig abgelagert werden.

1666. Die vorstehenden Ausführungen lassen die Notwendigkeit zur Schaffung weiterer Kapazitäten für die Untertagedeponierung erkennen. Der Rat empfiehlt, die begonnene Untersuchung vorhandener Bergwerke auf ihre Eignung zur Ablagerung von Abfällen zu intensivieren und auszuweiten. Gegebenenfalls ist auch an die Anlage eines speziellen Endlagerbergwerkes als eigenes Bergwerk oder als neuer Teil eines bestehenden Grubengebäudes zu denken.

Für bestimmte Abfallarten wird sich die Ablagerungsproblematik entschärfen, wenn die geplante Kavernenanlage zur Endlagerung genutzt werden kann und sich die Möglichkeiten der Steinkohlenformationen im Einzelfall als geeignet erweisen. Hier dürfen bei einer Verbringung nach dem Prinzip der immissionsneutralen Ablagerung von den Abfällen, die gegebenenfalls entsprechend konditioniert werden müssen, keine Schadstoffe in das Grubenwasser ausgetragen werden. Mit der Eignung bestimmter Gebirgsschichten zur Einlagerung von Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses ist nur in

lokal abgrenzbaren Bereichen zu rechnen. Auf eine umfassende Prüfung ihrer Eignung ist besonders hinzuweisen, da es weder im Bereich des durchbauten Steinkohlengebirges noch im Deckgebirge weiträumig wirksame geologische Barrieren gibt und die Schadstoffausbreitung durch Grubenwässer nicht ausgeschlossen werden kann.

1667. Der Rat sieht die Verbringung von Abfällen in Untertagedeponien, deren Gegebenheiten unter dem Aspekt der Langzeitsicherheit in jedem einzelnen Fall sorgfältig untersucht und als geeignet beurteilt worden sind, die sicherste Art der Ablagerung umweltgefährdender Stoffe. Die Möglichkeit, bei Schaffung weiterer untertägiger Deponiekapazitäten zukünftig mehr Abfälle unter Tage ablagern zu können, soll und kann aber kein Ersatz für Abfallvermeidung und -verwertung sein. Die Untertagedeponie ist jedoch notwendiges Endglied im abfallwirtschaftlichen Gesamtkonzept, zumindest für solche Abfälle, deren stoffliches Gefährdungspotential sich durch Behandlung nicht weiter vermindern läßt oder bei denen Zweifel an der Stabilität der Behandlungsprodukte bestehen.

1668. Während die Endlagerung radioaktiver Abfälle zentral auf Bundesebene geregelt wird, gibt es für die Ablagerung nichtradioaktiver Abfälle in Untertagedeponien kein vergleichbares Konzept. Auch sie sollte einheitlich auf Bundesebene oder länderübergreifend geregelt werden, um die geeigneten geologischen Möglichkeiten in der Bundesrepublik, die eine größtmögliche Langzeitsicherheit gewährleisten, länderübergreifend zu nutzen.

5.5.6 Zusammenfassung

1669. Die Deponierung stellt den letzten Schritt bzw. das letzte Stadium beim Umgang mit Abfällen dar. Sie ist auf Dauer angelegt und in der Regel ein Endlager für die abgelagerten Abfälle. Zur Minimierung der von Deponien ausgehenden Emissionen wird das Multibarrierenkonzept mit den Barrieren Deponiestandort, Deponiekörper, Basisabdichtungssystem und Oberflächenabdichtungssystem verfolgt; dazu gehören Nachsorge sowie Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Dichtungssysteme. Die wesentlichste Barriere stellt der Deponiekörper selbst dar. Dies setzt jedoch voraus, daß die einzulagernden Abfälle durch Vorbehandlung — chemisch-physikalisch, biologisch oder thermisch — vor der Ablagerung weitestgehend inertisiert werden. Dieses Ziel kann bei Siedlungsabfällen in der Regel nur durch Abfallverbrennung erreicht werden. Bis hierfür ausreichende Verbrennungskapazitäten geschaffen sind, wird für die Ablagerung von Restmüll aus Siedlungsabfällen der Betrieb von gesteuerten Bioreaktordeponien als notwendige Übergangslösung angesehen.

1670. Der optimale Betrieb einer gesteuerten Bioreaktordeponie setzt eine Vorbehandlung des nach der getrennten Sammlung anfallenden Restmülls voraus. Die Vorbehandlung sollte aus einer Misch- und Zerkleinerungseinheit, einem Magnetabscheider und einer Vorrotte bestehen. Erst der so vorbehandelte und vorgerottete Abfall wird im Dünnschichtverfahren in möglichst kleinen Deponieabschnitten eingebaut. Die in der Deponie ablaufenden Umsetzungsprozesse werden durch die Kombination der beschriebenen Vorbehandlung mit einer internen Sickerwasserkreislaufführung wesentlich beschleunigt. Die Abbauprozesse können damit noch während des Deponiebetriebes und der Nachsorgephase weitgehend abgeschlossen werden.

1671. Entgegen der bisherigen Praxis müssen Siedlungsabfalldeponien zukünftig sowohl mit einer Basisabdichtung und einer Sickerwasserfassung als auch mit einer Oberflächenabdichtung, einer Gasfassung und einer Gasverwertung ausgestattet werden. Die bisher vorliegenden Erfahrungen hinsichtlich der Art und des Aufbaus einzelner Dichtungselemente erlauben noch keine gesicherten Aussagen hinsichtlich ihrer Langzeitbeständigkeit. Man kann dieser Unwägbarkeit nur dadurch begegnen, daß verstärkte Kontrollen der einzulagernden Abfälle, der Dichtungselemente und der Sickerwasser- und Gasfassungssysteme nicht nur während des Deponiebetriebes, sondern auch weit über den Zeitraum des Betriebes hinaus vorgenommen werden.

1672. Bodenaushub, Straßenaufbruch und unbelasteter Bauschutt sollten zur Verminderung des Flächenverbrauchs und Schonung der Ressourcen an mineralischen Rohstoffen grundsätzlich nicht mehr deponiert werden. Diese Stoffe sind direkt oder nach Aufbereitung in den Stoffkreislauf zurückzuführen.

Belasteter Bauschutt und Baustellenabfälle sollten möglichst schon am Entstehungsort getrennt und aufbereitet werden. Nur wenn auch nach Zwischenlagerung keine Verwendung für diese Stoffe gefunden wird, kann eine Deponierung in einer Mineralstoffdeponie erfolgen, sofern es sich nicht um Sonderabfälle handelt.

1673. Entgegen den bisherigen Anforderungen sollten Mineralstoffdeponien, die nicht ausschießlich nur Bodenaushub aufnehmen, in Zukunft mit einer Basisabdichtung und einer Sickerwasserfassung ausgerüstet sein. Auch bei gleicher Deponieausstattung ist belastetes und unbelastetes Material in getrennten Deponieabschnitten einzubauen, um die Sickerwasserbehandlung einzugrenzen und unbelastetes Material gegebenenfalls wiederverwenden zu können.

1674. Asbesthaltige Abfälle sind beim Abbruch oder der Sanierung von Gebäuden getrennt zu erfassen und unter besonderen Vorkehrungen zu deponieren. Keinesfalls dürfen sie Bauschuttaufbereitungsanlagen zugeführt, in Abfallverbrennungsanlagen verbrannt oder als Wegebaumaterial eingesetzt werden.

1675. Anzahl und Volumen von Sonderabfalldeponien sind soweit wie möglich zu reduzieren. Der Rat weist jedoch darauf hin, daß auf Sonderabfalldeponien nicht verzichtet werden kann, da nach einer chemisch-physikalischen, biologischen oder thermischen Behandlung Abfälle verbleiben, die auf einer Sonderabfalldeponie abgelagert werden müssen.

1676. Für einen umweltverträglichen Betrieb von oberirdischen Sonderabfalldeponien ist der Sickerwasseranfall drastisch zu reduzieren bzw. völlig zu unterbinden. Dieses Ziel kann durch eine temporäre Überdachung des Einbaubereiches erreicht werden.

Darüber hinaus sind die Einbaubereiche möglichst klein zu halten und schnellstmöglich mit einer oberen Abdichtung zu versehen. Die Deponierung von Sonderabfällen in Behälterdeponien oder Bauwerksdeponien mit begehbarer Sohle stellt nach Ansicht des Rates keine sinnvolle Alternative dar.

Grundsätzlich zieht der Rat Monodeponien den Mischdeponien vor. Sickerwasser- und Deponiegasemissionen werden dadurch begrenzt und besser beherrschbar.

Unabhängig von der Abfallart und vom Deponietyp ist in Zukunft eine verstärkte Kontrolle der Zulässigkeit der Ablagerung, des Deponieverhaltens und der Dichtungselemente zu fordern.

1677. Abfälle, die auch nach einer Behandlung aufgrund ihres Gehaltes an langlebigen, umweltgefährdenden, löslichen und bioakkumulierbaren Stoffen nicht oberirdisch abgelagert werden können, sind von der Biosphäre fernzuhalten und in den unterirdischen Gesteinsschichten der Lithosphäre abzulagern. Der Aspekt der Langzeitsicherheit muß bei der Beurteilung der Eignung eines Standortes für eine Untertagedeponie im Vordergrund stehen und ist in jedem einzelnen Fall zu prüfen und nachzuweisen. Gegenwärtig fehlt es noch an einem aussagekräftigen und praktikablen Verfahren zur Beurteilung der langfristigen Sicherheit von Untertagedeponien für derartige Abfälle. Es wird empfohlen, sich an den Sicherheitskriterien für die Standortfindung bei radioaktiven Abfällen zu orientieren.

1678. Die Mengen der Sonderabfälle, für die nach der TA Abfall, Teil 1 die Untertagedeponie als Beseitigungsweg vorgesehen ist, können in den zur Verfügung stehenden Untertagedeponien nicht untergebracht werden. Für fast alle diese Abfälle sind allerdings in der TA Abfall Behandlungs- und Deponierungsalternativen vorgesehen. Es sollte das Ziel sein, das Aufkommen dieser Abfälle zukünftig durch verstärkte Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen zu verringern.

Darüber hinaus gibt es aber auch Abfallarten, die nicht für die Ablagerung in der Untertagedeponie vorgesehen sind, die jedoch nach Auffassung des Rates aufgrund ihres Gehaltes an langlebigen, löslichen Schadstoffen oder wegen ihrer großen Mengen unter Tage abgelagert werden sollten, sofern für diese Abfälle keine Verwertungsmöglichkeiten gefunden werden können. Hierzu gehören beispielsweise Filterstäube aus Hausmüllverbrennungsanlagen und aus Kohlefeuerungsanlagen sowie feste Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung von Feuerungsanlagen ohne Gipse aus Rauchgasentschwefelungsanlagen (REA-Gipse). Diese Abfallarten könnten sowohl in Salzgesteinen als auch in Steinkohlenformationen abgelagert werden.

1679. Der Rat sieht die Notwendigkeit, die untertägigen Ablagerungskapazitäten zu erweitern, und empfiehlt, die begonnenen Untersuchungen zu intensivieren und auszuweiten. Auch Steinkohlenformationen sollten darin einbezogen werden.

Um die geologischen Gegebenheiten, die eine größtmögliche Langzeitsicherheit gewährleisten, länderübergreifend nutzen zu können, empfiehlt der Rat, die Ablagerung von Abfällen in Untertagedeponien einheitlich auf Bundesebene oder länderübergreifend zu regeln.

6 RISIKOBETRACHTUNG ZU DEN STOFFLICHEN EMISSIONEN AUS ABFALLVERBRENNUNGSANLAGEN UND DEPONIEN

6.1 Grundlagen der toxikologischen Bewertung

1680. Für die toxikologische Bewertung der Emissionen von Rauchgasen, Deponiegasen, Staubverwehungen oder der Belastung des Grund- und Trinkwassers sowie der Böden sind möglichst genaue Informationen über Art und Menge der freigesetzen Stoffe und ihren Eintrag in die verschiedenen Medien erforderlich. Davon ausgehend wird das Ausmaß der Exposition des Menschen durch die einzelnen Stoffe und die daraus resultierende Wirkung abgeschätzt; soweit wie möglich werden dabei Kombinationswirkungen berücksichtigt.

Es ist jedoch davon auszugehen, daß nicht alle der mit dem Rauchgas von Abfallverbrennungsanlagen oder mit dem Deponiegas emittierten Stoffe bekannt sind. Durch die Weiterentwicklung der analytischen Verfahren läßt sich der Kenntnisstand über Vorkommen und Menge einzelner Stoffe ständig verbessern. Wichtig ist hierbei die ständige Emissionsüberwachung toxikologisch bedeutsamer Stoffe wie etwa der polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane. Der Rat hält es daher für dringend erforderlich, vereinfachte Verfahren zu entwickeln, die eine laufende Kontrolle solcher Emissionen aus Anlagen zur thermischen Behandlung von Siedlungs- und Sonderabfällen oder zur Verbrennung von Deponiegasen ermöglichen.

Sie können einerseits darin bestehen, relevante Leitsubstanzen zu definieren, die sich in Sammelproben leicht analysieren lassen. Andererseits sollten verstärkt biologische Verfahren eingesetzt werden, die es erlauben, Stoffgemische wie Rauchgas- oder Deponiegaskondensate oder Wasserextrakte hinsichtlich Cytotoxizität, Mutagenität, enzyminduzierender Wirksamkeit usw. zu untersuchen. Wie in Textziffer 1803 dargestellt, sind bisher mit biologischen Analyseverfahren vereinzelt die Umgebungsluft und die Rauchgase von Abfallverbrennungsanlagen überprüft worden. Der Rat sieht einen dringenden Bedarf in der Fortentwicklung derartiger Prüfmethoden. Solche In-vitro-Verfahren erlauben zwar keine quantitativen Aussagen; sie ermöglichen jedoch eine Beurteilung, ob die Gesamtheit der emittierten Stoffe eine mutagene oder davon ableitbar eine krebserzeugende Wirkung besitzt. Wegen ihrer einfachen Durchführbarkeit werden sie eine laufende Kontrolle der Emissionen erlauben.

6.1.1 Abschätzung der Exposition von Personen

1681. Bei der Ermittlung der aufgenommenen Schadstoffmenge ist zu berücksichtigen, daß die Belastung, die von einem Emittenten ausgeht, zur natürlichen Vorbelastung oder zu anderen anthropogenen Belastungen hinzukommt. Die Schadstoffaufnahme kann über verschiedene Pfade erfolgen, die unterschiedliche Bedeutung für die Schadstoffwirkung haben können. Für gas- und staubförmige Emissionen spielt die inhalative Aufnahme eine wichtige Rolle; feste bzw. gelöste Stoffe gelangen vorwiegend über Nahrungsmittel und Trinkwasser in den Organismus. Eine Aufnahme von Schadstoffen über die Haut ist in der Regel nur bei direktem Kontakt mit stark belasteten Materialien, zum Beispiel stark kontaminiertem Boden oder Filterstäuben, von Bedeutung.

1682. Die Schadstoffexposition von Personen in der Umgebung von Abfallverbrennungsanlagen oder Deponien läßt sich entweder über die vermutliche Aufnahme aus den Konzentrationen der sie umgebenden Medien abschätzen oder aus der Analyse von Körperflüssigkeiten und Gewebsproben in den betroffenen Personen selbst ermitteln.

Abschätzung der Aufnahme von Schadstoffen

1683. Für die Beurteilung der Belastung durch Abschätzung der vermutlichen Aufnahme von Schadstoffen sind die Schadstoffkonzentrationen in der Luft und im Boden im unmittelbaren Bereich von Abfallverbrennungsanlagen und Abfalldeponien und die Schadstoffkonzentrationen in Nahrungsmitteln und Trinkwasser zu betrachten.

1684. Eine Beurteilung der Immission aus Analysen des Rauchgases von Abfallverbrennungsanlagen oder des Bodengases von Deponien oder von Staub ist gegenwärtig für konkrete Standorte selbst in der umittelbaren Umgebung der Anlagen praktisch nicht möglich. Der Einfluß einer Reihe von Variablen, die zum Beispiel die Verteilung des ausgetretenen Gases im Luftraum beeinflussen, wie Witterungsverhältnisse, Boden- und Lufttemperatur, Oberflächenstruktur, kleinräumige Luftströmungen infolge der Sonneneinstrahlung und lokale Windverhältnisse, läßt nur statistisch geprägte Aussagen zu (Tz. 1751 ff.).

1685. Bei gas- und dampfförmigen Stoffen sowie bei Stäuben lassen sich die aufgenommenen Schadstoffmengen aus der gemessenen Immissionskonzentration über das Atemvolumen abschätzen (Abschn. 6.1.1.1). Für die direkte Aufnahme von schadstoffhaltiger Erde durch Verschlucken und Hautresorption gibt es unterschiedliche Schätzungen (Abschn. 6.1.1.2.1). Die über Nahrungsmittel und Trinkwasser aufgenommenen Mengen können bei bekannter

Schadstoffkonzentration anhand statistisch ermittelter Verzehrmengen berechnet werden (Abschn. 6.1.1.2.2, 6.1.1.2.3; SRU, 1987, Tz. 1256ff.). Zahlenwerte, die zur orientierenden Beurteilung der Schadstoffaufnahme über die verschiedenen Expositionswege herangezogen werden können, sind von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall zusammengefaßt worden (LAGA, 1989). In seinen Abschätzungen weicht der Rat jedoch in einigen Fällen von diesen Daten ab (SRU, 1989, Tz. 215ff.).

Ermittlung der individuellen Belastung

1686. Die andere Möglichkeit der Expositionsabschätzung besteht in der direkten Messung der Schadstoffbelastung im Organismus oder in der Bestimmung physiologischer Parameter, die durch die Schadstoffe beeinflußt werden können (sogenanntes „biological monitoring" und „biological effect monitoring").

Zur Erfassung einer akuten Belastung durch das „biological monitoring" wird die Konzentration von Schadstoffen oder ihren Metaboliten in Blut, Serum oder Urin, bei chronischer Belastung unter Umständen auch in Gewebsproben, Haaren, Zähnen oder auch in der Frauenmilch bestimmt.

Beim „biological effect monitoring" werden Wirkungsparameter bestimmt, z. B. die Hemmung von Enzymaktivitäten, Änderungen von Stoffwechselvorgängen, Beeinflussung immunologischer und neurologischer Prozesse, Blutbildveränderungen oder cytogenetische Effekte (EWERS und BROCKHAUS, 1987).

1687. Der Vorteil der Messung am Menschen besteht darin, daß Unsicherheiten bei der Abschätzung des Schadstofftransfers aus den verschiedenen Medien in den Organismus umgangen werden und die tatsächliche Belastung der betroffenen Individuen ermittelt wird.

Mit dem „biological monitoring" kann allerdings nur der jeweilige momentane Belastungszustand der betroffenen Personen festgestellt werden; Aussagen über die Höhe einer länger zurückliegenden Exposition oder Prognosen auf zukünftig mögliche Belastungen lassen sich daraus nicht ableiten. Wenn das „biological monitoring" bei einer untersuchten Person keine Hinweise auf Belastungen ergibt, kann nur geschlossen werden, daß zum Zeitpunkt der Untersuchung keine erhöhte Belastung vorgelegen hat. Eine weitere Schwierigkeit besteht unter Umständen in der Verfügbarkeit des Probenmaterials. In der Regel beschränken sich die Untersuchungen auf Urin und Blut. Blutuntersuchungen und in noch stärkerem Maße Gewebsuntersuchungen sind mit medizinischen Eingriffen verbunden und haben deshalb eine geringe Akzeptanz.

1688. Darüber hinaus ist das „biological monitoring" mit der Erhebung personenbezogener Daten und damit mit Eingriffen in die Persönlichkeitsrechte der Untersuchten verbunden. Deshalb müssen bei diesen Untersuchungen die Bestimmungen des Datenschutzes berücksichtigt werden. Die Regelungen des Datenschutzes können eine Identifizierung der belastenden Quellen erheblich erschweren. Das Problem der datenschutzrechtlichen Hemmnisse spielt daher auch hier eine Rolle und sollte allgemein im Zusammenhang mit dem Datenschutz in der epidemiologischen Forschung gelöst werden.

6.1.1.1 Inhalation von Schadstoffen mit der Atemluft

Gasförmige Stoffe

1689. Bei der Abschätzung der mit der Atemluft aufgenommenen Schadstoffmenge geht man für einen Erwachsenen von einem Atemvolumen von ca. 10 bis 20 m^3/Tag aus, bei anstrengender körperlicher Arbeit bis zu 30 m^3/Tag und mehr. Kinder haben aufgrund höherer Bewegungsintensität ein, bezogen auf das Körpergewicht, höheres Atemvolumen und können daher im Vergleich zu Erwachsenen stärker mit Schadstoffen belastet sein. Die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall empfiehlt, für Berechnungen ein Atemvolumen von 20 m^3/Tag für Erwachsene und 5 m^3/Tag für Kleinkinder bis 10 kg Körpergewicht zugrunde zu legen (LAGA, 1989).

Staubförmige Stoffe

1690. Von besonderer Bedeutung für die toxikologische Bewertung der inhalativen Aufnahme kontaminierter Stäube ist neben Art und Konzentration von Schadstoffen auch die Korngröße der Partikel. Größere Partikel werden im Nasen-Rachenraum deponiert. Schwebstaub mit einem mittleren aerodynamischen Durchmesser von < 10 µm ist etwa zu 50 % lungengängig. Als lungengängig wird dabei der Staubanteil bezeichnet, der die Bronchiolen und Alveolen erreicht, aber auch diejenigen Partikel, die nur bis zur Luftröhre oder bis in die größeren Bronchien gelangen. Diese Partikel können zum Teil auf bronchialem Weg eliminiert und dann verschluckt werden. Biologisch relevant ist vor allem der Feinstaub mit Korngrößen bis etwa 5 µm, der bis in die Alveolen gelangen und dort resorbiert werden kann. Dies ist deshalb von Bedeutung, weil die Resorptionsrate zum Beispiel von Metallen aus der lungengängigen Staubfraktion sehr viel größer ist als die aus dem Gastrointestinaltrakt. Dieser Expositionspfad muß daher bei der Beurteilung der möglichen Gefährdung berücksichtigt werden.

6.1.1.2 Orale Aufnahme von Schadstoffen

6.1.1.2.1 Kontaminierter Boden

1691. Die direkte orale Aufnahme von Schadstoffen mit kontaminiertem Boden, z. B. bei Garten- oder Bauarbeiten, spielt beim Erwachsenen praktisch keine Rolle. Dagegen ist bei im Freien spielenden Kindern durch Hand-zu-Mund-Kontakt mit einer Aufnahme von Boden zu rechnen.

Die von Kindern täglich aufgenommene Menge Boden wird in der Literatur unterschiedlich angegeben.

Während das Center for Disease Control (CDC) der USA bei 9 bis 18 Monate alten Kindern 1 g Boden pro Tag, im Alter von 1,5 bis 3,5 Jahren sogar 10 g pro Tag, danach bis zum Alter von 5 Jahren 1 g pro Tag und anschließend 0,1 g pro Tag annimmt (KIMBROUGH et al., 1984), rechnen die Umweltbehörde EPA der USA und andere Autoren für das Alter von 2 bis 6 Jahren mit 0,02 bis 2 g pro Tag (BINDER et al., 1986; CLAUSING et al., 1987).

Aufgrund einer umfassenden Literaturauswertung nennt das Department of Health Services, Toxic Substances Control Division (1989) in den USA einen Wert von 0,6 g pro Tag für die ersten sechs Lebensjahre. Aus der mit verschiedenen Methoden bei Kleinkindern gefundenen Bodenaufnahme zwischen 0,04 und 0,64 g pro Tag berechneten die Autoren einen arithmetischen Mittelwert von 0,33 ± 0,26 g pro Tag. Der Wert von ca. 0,6 g pro Tag setzt sich zusammen aus dem Mittelwert plus der einfachen Standardabweichung.

Die Altlastenkommission Nordrhein-Westfalen geht aufgrund verschiedener Untersuchungen inzwischen von einer täglichen oralen Aufnahmerate von 1 g Boden (= 0,85 g Trockensubstanz) aus (EIKMANN et al., 1988; SCHLIPKÖTER und BROCKHAUS, 1988). Die LAGA-Arbeitsgruppe „Altablagerungen und Altlasten" empfiehlt, von 0,1 bis 0,2 g Bodenaufnahme pro Tag auszugehen (LAGA, 1989).

1692. Da die Angaben in der Literatur sehr unterschiedlich sind, sollte, bis genauere Untersuchungen vorliegen, von 1 g Boden pro Tag bis zum Schulalter ausgegangen werden. Damit befindet man sich zumindest auf der sicheren Seite. Dieser Wert kann in Verbindung mit gemessenen Schadstoffkonzentrationen in der oberen Bodenschicht als Grundlage für eine Abschätzung der aufgenommenen Menge herangezogen werden, wobei allerdings in Abhängigkeit von der Bodenbedeckung durch Bewuchs und vom Spielverhalten der Kinder im Freien mit erheblichen Schwankungen zu rechnen ist. Daher kann die Abschätzung der Exposition über den Hand-zu-Mund-Kontakt nur einen Hinweis auf erhöhte Belastung geben, der dann durch gezieltes „biological monitoring" an repräsentativ ausgewählten Kindern überprüft werden sollte.

6.1.1.2.2 Kontaminierte Nahrungsmittel

1693. Die mit der Nahrungsaufnahme verbundene Schadstoffbelastung läßt sich bei bekannter Schadstoffkonzentration in den zum Verzehr bestimmten Pflanzenteilen oder tierischen Produkten über die Verzehrmenge ermitteln. Für einen Erwachsenen rechnet man mit einer durchschnittlichen täglichen Aufnahme von 1 bis 2 kg Nahrungsmitteln, davon 300 g Gemüse bzw. 600 g pflanzliche Nahrungsmittel, 300 g Milch und Milchprodukte und 200 g Fleisch und Fleischwaren (LAGA, 1989).

Durch bestimmte Verzehrgewohnheiten kann der Lebensmittelverbrauch im Einzelfall erheblich vom Durchschnitt abweichen. Über dem Durchschnitt liegende Verzehrgewohnheiten können — wie im Strahlenschutzrecht bei den Angaben für die „Referenzperson" — durch die Anwendung von Multiplikatoren berücksichtigt werden. Für Milch- und Milchprodukte wird mit der Aufnahme der dreifachen, für pflanzliche Nahrungsmittel und Fleischwaren mit der zweifachen Verzehrmenge gerechnet.

Bei Kleinkindern geht man von ca. 0,8 kg Nahrungsmitteln pro Tag, davon 550 g Milch und Milchprodukten, 55 g Fleischwaren und 160 g pflanzlichen Nahrungsmitteln aus (Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung, 1990, Anhang 5: Lebensgewohnheiten der Referenzperson).

Angaben über durchschnittliche Verbrauchsmengen einzelner Lebensmittel und Nahrungsbestandteile finden sich zum Beispiel in den Ernährungsberichten der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (DGE, 1976, 1980, 1984; SRU, 1987, Tz. 1256ff.).

Metalle

1694. Wie aus Modelluntersuchungen, zum Beispiel von KLOKE (1988a), bekannt ist, werden in Pflanzen über die Wurzeln aus dem Boden in erster Linie einige Metalle wie Cadmium, Thallium und Zink aufgenommen, während andere Metalle, z. B. Chrom, Quecksilber, Blei und Arsen, kaum in Pflanzen übergehen oder nicht in oberirdische Teile transportiert werden. Letztere gelangen, wie die meisten organischen Schadstoffe, überwiegend aus der Atmosphäre, durch Niederschläge und Ablagerung von kontaminiertem Staub auf und in oberirdische Pflanzenteile (SRU, 1985).

Das Ausmaß der Aufnahme von Metallen aus Böden wird durch eine Reihe von Faktoren bestimmt, die experimentell gut untersucht sind, z. B. chemische Bindungsform der Metalle, bodenchemische Eigenschaften wie pH-Wert, Kationenaustauschkapazität, Ton-, Humusgehalt u. a. (SRU, 1985, Tz. 717ff.). Der Gehalt in den Pflanzen nimmt, gleiche Pflanzenverfügbarkeit der Metalle vorausgesetzt, mit steigenden Gehalten in Böden zu. Die Verfügbarkeit zum Beispiel von Cadmium in Böden steigt mit sinkendem pH-Wert und geringerem Humus- und Tongehalt an.

Als Maß für die Anreicherung dient der sogenannte Transferfaktor, der das Verhältnis des Gehalts an Metallen in der Pflanze zum Gehalt im Boden angibt. Wie Untersuchungen am Beispiel von Cadmium zeigen, hängt er neben den genannten Faktoren der Pflanzenverfügbarkeit auch von der Pflanzenart ab. Zu berücksichtigen ist weiterhin, daß die Anreicherung in verschiedenen Pflanzenteilen, z. B. Rhizom, Knollen, Sproß, Blättern und Früchten, sehr unterschiedlich sein kann. In älteren Pflanzenteilen finden sich häufig gegenüber jüngeren wesentlich höhere Mengen an Metallen.

1695. Die Transferfaktoren für Blei und Quecksilber sind im Vergleich zu Cadmium sehr viel niedriger: Selbst wenn die Bleikonzentration im Boden 4 000 mg/kg beträgt, liegt die Bleikonzentration in allen zum Verzehr bestimmten Pflanzenteilen unter den Richtwerten des Bundesgesundheitsamtes (BGA). Auch bei Quecksilberverunreinigungen, die im Boden ca. 50 mg/kg betragen, bleiben in den zum Verzehr

bestimmten Pflanzenteilen die gemessenen Gehalte noch unter den Richtwerten des BGA (KLOKE, 1988b).

Die schwerlöslichen Formen der Metalle Chrom und Nickel sind im Boden bzw. in der Pflanze weniger beweglich und daher für die Nahrungskette von geringerer Bedeutung als beispielsweise Cadmium (CRÖSSMANN und SEIFERT, 1986) oder Thallium (LAGA, 1989).

1696. Bei einer äußerlichen Kontamination, z. B. durch Staubablagerungen, Spritzwasser, Verwehungen oder Regen, ist die direkte Aufnahme von Metallen durch die Blattoberfläche in der Regel gering. Diese äußerliche Kontamination kann deshalb durch Waschen oder Schälen zum Teil entfernt werden (SRU, 1987, Tz. 1329). Blätter mit großer rauher Oberfläche wie Grünkohl weisen allerdings viel höhere Metallgehalte auf als glatte wie Kopfsalat.

1697. Bei landwirtschaftlicher Nutzung von belasteten Böden, etwa als Weideland, ist zusätzlich zu berücksichtigen, daß z. B. Kühe täglich bis zu 1 kg Erde (0,75 kg, nach LAGA, 1989) aufnehmen. Damit ist die Möglichkeit des indirekten und direkten Übergangs von anorganischen und organischen Schadstoffen aus dem Boden in Nahrungsmittel tierischen Ursprungs wie Fleisch und Milch gegeben und muß bei der Beurteilung von Flächen in der Umgebung von Abfallverbrennungsanlagen oder Deponien, die als Weideland genutzt werden, in Betracht gezogen werden.

Organische Verbindungen

1698. Neben der Aufnahme flüchtiger organischer Verbindungen aus der Umgebungsluft und einem direkten Übergang von persistenten organischen Schadstoffen aus kontaminiertem Boden in Nahrungs und Futterpflanzen ist als wesentliche Kontaminationsquelle der Kontakt der oberirdischen Pflanzenteile mit belastetem Staub oder Niederschlägen anzusehen, wobei lipophile Stoffe in die wachsüberzogene Cuticula eindringen können. Die Aufnahme aus dem Boden in das Wurzelwerk ist bei Wurzelgemüse wie Karotten zu berücksichtigen.

Für wichtige Schadstoffgruppen sind Angaben über die Aufnahme in Pflanzen in der Literatur verfügbar, z. B. für polychlorierte Biphenyle (BUSH et al., 1986; SAWHNEY und HANKIN, 1984), Pestizide (BEALL und NASH, 1972; LICHTENSTEIN, 1980), aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe (SCHEUNERT et al., 1985; WOROBEY, 1984), aromatische Kohlenwasserstoffe (OVERCASH et al., 1982) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (MÜLLER, 1976; SIMS und OVERCASH, 1983). Das Ausmaß der Anreicherung in den Pflanzen, der sogenannte Konzentrationsfaktor, hängt von mehreren Faktoren ab (Tz. 1694).

1699. Die Aufnahme von belasteten Pflanzen durch Weidetiere führt auch zu einer Akkumulation schwer abbaubarer organischer Verbindungen, wie z. B. den polychlorierten Dibenzodioxinen im Fettgewebe und in der Milch (Abschn. 6.2.2.6.3.4; SRU, 1989, Tz. 248).

6.1.1.2.3 Kontaminiertes Trinkwasser

1700. Bei der Abschätzung der Schadstoffexposition über Trinkwasser kann analog zu dem für kontaminierte Nahrungsmittel (Tz. 1693) beschriebenen Vorgehen aus dem durchschnittlichen täglichen Verbrauch von 2 l Trinkwasser für Erwachsene und ca. 1 l pro 10 kg Körpergewicht für Kinder (EPA, 1986; LAGA, 1989) und der Schadstoffkonzentration im Wasser die aufgenommene Menge bzw. die Dosis berechnet werden (Tab. 6.3.3).

6.1.2 Vorgehensweise für die toxikologische Bewertung

1701. Für die Beurteilung der Auswirkungen auf die Gesundheit ist immer die Gesamtbelastung aus den einzelnen Umweltmedien zu betrachten, wobei im einzelnen Vergleiche mit Höchst- oder Orientierungswerten für Wasser, Boden oder Luft vorgenommen werden können (Tab. 6.1.1; SRU, 1989, Abschn. 2.5.2 bis 2.5.4). Für die Beurteilung der Belastung in Nahrungs- und Futtermitteln dienen die Höchst- und Orientierungswerte in Tabelle 6.1.2.

Darüber hinaus können Daten aus unbelasteten Regionen oder von nicht belasteten Vergleichskollektiven als Referenzwerte herangezogen werden. Hierbei ist die Grenze zwischen „nur" erhöhter Belastung und Gesundheitsgefährdung schwer zu ziehen. Besondere Aufmerksamkeit ist geboten, wenn eine relativ hohe Grundbelastung vorhanden ist, wie sie bei Blei und Cadmium vorliegt (SRU, 1987, Tz. 1237).

Tabelle 6.1.1

Beurteilungskriterien (Schwellenwerte) für anorganische Schadstoffe in Kulturböden im Hinblick auf weitergehende Untersuchungen (Nutzpflanzen)

Element	Schwellenwert (mg/kg Boden)	vorrangiger Aufstellungsgrund **
Cadmium	2 *	H
Blei	300	H, Z
Zink	500	P
Kupfer	100	P, Z
Chrom	100	P (H)
Nickel	100	P (H)
Quecksilber	2	H
Thallium	1	H, Z
Arsen	40	H, P

* Bei Böden mit einem pH-Wert unter 6,5 oder Bodenart Sand bzw. schwach schluffiger Sand gilt als Schwellenwert 1 mg/kg
** H Humantoxizität (bei erhöhter Aufnahme über Nahrung)
** Z Zootoxizität (bei erhöhter Aufnahme über Futter)
** P Phytotoxizität (Wachstumsdepressionen)

Quelle: LAGA, 1989, auch LÖLF, 1988, verändert

Tabelle 6.1.2

Höchst- und Orientierungswerte, die als Grundlage für die Beurteilung einer Belastung des Menschen herangezogen werden können

Höchstwerte für Lebensmittel:
Verordnung über Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln (Schadstoff-Höchstmengenverordnung — SHmV) vom 23. März 1988 Liste A: Polychlorierte Biphenyle (PCB) Liste B: Quecksilber
Verordnung über Höchstmengen an bestimmten Lösungsmitteln in Lebensmitteln (Lösungsmittel-Höchstmengenverordnung — LHmV) vom 25. Juli 1989
Verordnung über Höchstmengen an Pflanzenschutz- und sonstigen Mitteln sowie anderen Schädlingsbekämpfungsmitteln in oder auf Lebensmitteln und Tabakerzeugnissen (Pflanzenschutzmittel-Höchstmengenverordnung — PHmV) vom 24. Juni 1982 in der Fassung der Änderungsverordnung vom 5. Mai 1989
Verordnung über diätetische Lebensmittel (Diätverordnung) vom 21. Januar 1982 in der Fassung der Änderungsverordnung vom 10. Juli 1984
Verordnung über die hygienischen Anforderungen und amtlichen Untersuchungen beim Verkehr mit Fleisch (Fleischhygieneverordnung — FlHV) vom 30. Oktober 1986
Milchgesetz Erste Verordnung zur Ausführung des Milchgesetzes vom 15. Mai 1931 in der Fassung der letzten Änderungsverordnung vom 18. April 1975
Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung — TrinkwV) vom 22. Mai 1986
Futtermittelverordnung vom 8. April 1981 in der Fassung der 6. Änderungsverordnung vom 22. Juni 1988
Orientierungswerte für Lebensmittel:
Richtwerte für Blei, Cadmium und Quecksilber, Richtwerte für Thallium, Richtwerte für Nitrat Bundesgesundheitsblatt 33 (5), 1990, S. 224
Guideline for Drinking-Water Quality WHO, 1984
VDI-Richtlinien: Maximale Immissions-Werte für Fluoride zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutztiere (Fluoride im Futter) VDI 2310 Blatt 26, Dezember 1987 Maximale Immissions-Werte für Blei zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutztiere (Blei im Futter) VDI 2310 Blatt 27, Entwurf Dezember 1983 Maximale Immissions-Werte für Cadmium zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutztiere (Cadmium im Futter) VDI 2310 Blatt 28, Entwurf November 1982 Maximale Immissions-Werte für Nickel zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutztiere (Nickel im Futter) VDI 2310 Blatt 30, Entwurf März 1989 Maximale Immissions-Werte für Zink zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutztiere (Zink im Futter) VDI 2310 Blatt 31, Entwurf März 1989

Quelle: Zusammenstellung SRU

Tabelle 6.1.3

Duldbare tägliche Aufnahmemengen für Metalle und PCDD/F

1. Vorläufig duldbare tägliche Aufnahmemengen (DTA-Werte) von Schwermetallen, abgeleitet aus den vorläufig duldbaren wöchentlichen Aufnahmemengen (PTWI-Werten *) der WHO (WHO 1972, 1983 und 1987 a)

Substanz	tägliche Aufnahmemenge
Quecksilber	0,71 µg/kg Körpergewicht
Methylquecksilber	0,47 µg/kg Körpergewicht
Blei/Erwachsene	7,1 µg/kg Körpergewicht
Blei/Kinder [1])	3,6 µg/kg Körpergewicht
Cadmium	0,96—1,2 µg/kg Körpergewicht
Arsen (anorganisch)	2,0 µg/kg Körpergewicht

[1]) Vorschlag beim 30. Treffen im Juni 1986, Rom
*) PTWI = provisional tolerable weekly intake

2. Vorläufig duldbare tägliche Aufnahmemengen von chlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen (SRU, 1987, Tz. 1250)

2,3,7,8-TCDD bzw. TCDD-Äquivalente:	1 pg/kg Körpergewicht

Andere polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane müssen anhand entsprechender Äquivalent-Faktoren in TCDD-Äquivalente umgerechnet werden (NATO-CCMS, 1988 a). Hierzu sind die Internationalen TCDD-Äquivalentfaktoren (I-TEF) heranzuziehen, da sie den neuesten Erkenntnisstand zur Toxizität der chlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane berücksichtigen.

Kongener	I-TEF	Anteil an der entsprechenden Homologen-Gruppe bei statistischer Verteilung
2,3,7,8-TCDD	1	5% (1/22)
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	7% (1/14)
1,2,3,4,7,8-HxCDD 1,2,3,7,8,9-HxCDD 1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	30% (3/10)
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	50% (1/2)
OCDD	0,001	100% (1/1)
2,3,7,8-TCDF	0,1	3% (1/38)
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	4% (1/28)
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	4% (1/28)
1,2,3,4,7,8-HxCDF 1,2,3,7,8,9-HxCDF 1,2,3,6,7,8-HxCDF 2,3,4,6,7,8-H CDF	0,1	25% (4/16)
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	50% (2/4)
OCDF	0,001	100% (1/1)

Quelle: Zusammenstellung SRU

Außerdem kann die aus den verschiedenen Belastungswegen ermittelte täglich aufgenommene Menge eines Stoffes mit Orientierungswerten für die gesundheitlich unbedenkliche Tagesdosis der betreffenden Substanz, z. B. den duldbaren täglichen Aufnahmemengen (DTA-Werten) der Weltgesundheitsorganisation (WHO), verglichen werden (Tab. 6.1.3).

1702. Ein besonderes Problem stellt die Bewertung kanzerogener Schadstoffe dar. Bei ihnen kann kein Schwellenwert angegeben werden, unterhalb dem eine Wirkung ausgeschlossen werden kann; es ist vielmehr davon auszugehen, daß auch in niedrigen Dosisbereichen ein endliches, der Konzentration proportionales Risiko bestehen bleibt. Vor allem in der amerikanischen Literatur werden Modelle vorgeschlagen, die eine vergleichende quantitative Risikoabschätzung für Kanzerogene ermöglichen sollen. Als vergleichendes Maß (unit risk) für die kanzerogene Potenz eines Stoffes dient dabei das geschätzte Krebsrisiko bei lebenslanger Exposition gegenüber einer Konzentration von 1 µg/m³ (WHO, 1987b, Kap. 2).

Der Rat wendet sich aus verschiedenen Gründen gegen eine Übernahme dieses Konzeptes. Zum einen läßt sich dieses Konzept nur unzureichend wissenschaftlich begründen. Zur Abschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeit von Wirkungen für den betrachteten, zumeist niedrigen Dosisbereich muß von Dosis-Wirkungs-Beziehungen, die im Tierversuch bei erheblich höheren Dosen gefunden wurden, auf die niedrigen Dosisbereiche extrapoliert werden. Speziesunterschiede in der Aufnahme, Verteilung, Metabolisierung, Verweildauer oder Ausscheidung, die auf die Dosis-Wirkungs-Beziehung in unterschiedlichen Konzentrationsbereichen erheblichen Einfluß haben können, werden dabei nicht berücksichtigt. Dazu kommt, daß für die gemessene Dosis-Wirkungs-Beziehung das „upper confidence limit" gewählt wird, so daß das errechnete Risiko mit großer Wahrscheinlichkeit erheblich überschätzt wird. Auch der Wirkungsmechanismus findet keine Berücksichtigung, obwohl das abgeleitete Risiko zum Beispiel bei nicht gentoxischen Stoffen, wie den halogenierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen, auch Null betragen kann. Um die Unzulänglichkeiten zu verbessern, werden zunehmend, auch von der US-Umweltbehörde Environmental Protection Agency (EPA), sogenannte physiologische Modelle eingesetzt, die die genannten Parameter berücksichtigen. Da der Aufwand für die Ermittlung und Verarbeitung dieser Daten jedoch groß ist, konnten diese Modelle bisher nur für wenige Stoffe, z. B. für Ethen und Trichlorethen, angewandt werden.

Außerdem geht dieses Konzept von einem „akzeptablen Krebsrisiko" aus, das sich wissenschaftlich nicht begründen läßt, sondern allein auf einer gesellschaftspolitischen Konvention beruht.

6.1.2.1 Inhalative Belastung

1703. Die Beurteilung einer möglichen Gesundheitsgefährdung durch Schadstoffe in der Atemluft und der daraus entstehenden Exposition erfolgt durch den Vergleich der gemessenen wie auch abgeschätzten Immissionskonzentrationen der Einzelsubstanzen mit toxikologisch begründeten Grenzwerten, wie duldbaren täglichen Aufnahmemengen bzw. höchsten unwirksamen Konzentrationen, oder mit Daten aus unbelasteten Regionen oder von nicht belasteten Vergleichskollektiven.

Grenzwerte für Immissionskonzentrationen liegen nur für wenige anorganische und organische Stoffe vor, so daß nur ein geringer Teil des Spektrums von im Rauchgas von Abfallverbrennungsanlagen oder im Deponiegas nachgewiesenen Substanzen abgedeckt wird.

1704. Größere Bedeutung haben die von der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft vorgeschlagenen „maximalen Immissionskonzentrationen" (MIK-Werte) erlangt. Sie sind nach toxikologischen Kriterien abgeleitet und sollen nach derzeitigem Wissensstand gewährleisten, daß keine Gesundheitsschädigung des Menschen, insbesondere von Kindern, Alten und Kranken, selbst bei langfristiger Einwirkung, auftritt und Schutz vor einer Schädigung von Tieren, Pflanzen und Sachgütern gegeben ist. Die Höhe der MIK-Werte ist nach der Einwirkungszeit gestaffelt und berücksichtigt sowohl den Wirkungscharakter der Stoffe als auch die Reaktion der betroffenen Objekte. MIK-Werte werden im allgemeinen zunächst für Einzelstoffe aufgestellt, obwohl in der Regel Gemische mit anderen Schadstoffen vorliegen. Über Kombinationswirkungen sind bisher nur in wenigen Fällen gesicherte Fakten vorhanden. Bei den MIK-Werten für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Staub wurde jedoch berücksichtigt, daß diese Stoffe häufig gleichzeitig vorkommen. Inwieweit die 1966 in der VDI-Richtlinie 2306 festgelegten Werte für organische Verbindungen im Einzelfall noch dem heutigen Stand der Erkenntnisse entsprechen, sollte bei der Anwendung geprüft werden.

1705. Vom Regionalbüro Europa der WHO (1987b) sind Richtwerte für die Luftqualität empfohlen worden, die ebenfalls auf toxikologischen, epidemiologischen und ökologischen Befunden basieren und bei deren Einhaltung nachteilige Auswirkungen im allgemeinen nicht erwartet werden (Tab. 6.1.4; weitere Beurteilungskriterien siehe auch SRU, 1989, Abschn. 2.5.4).

1706. Auch in der TA Luft sind Immissionswerte zum Schutz vor Gesundheitsgefahren und zum Schutz vor erheblichen Nachteilen und Belästigungen für verschiedene Stoffe aufgeführt. Diese Werte (IW 1 und IW 2) sind für die Genehmigung von Anlagen konzipiert und gelten nur in Verbindung mit einem ebenfalls in der TA Luft festgelegten Auswerteverfahren zur Ermittlung flächenbezogener Immissionskenngrößen und können daher nicht unmittelbar mit den MIK-Werten gleichgesetzt werden.

1707. Die „maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen" (MAK-Werte) der DFG-Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (DFG, 1990) dienen dem Schutz der Gesundheit am Arbeitsplatz; sie gelten für gesunde Erwachsene bei einer befristeten Exposition von maximal 8 Stunden täglich und berücksichtigen keine Stoffkombinationen. Orientierungswerte für die Beurteilung von Verunreinigungen der freien Atmosphäre lassen sich aus den MAK-Werten nicht mittels konstanter Umrechnungsfaktoren ableiten. Der hundertste Teil des MAK-Wertes kann jedoch nach Meinung des Rates für eine vorläufige Einstufung solcher Stoffe benutzt werden, für die noch kein MIK-Wert vorgeschlagen ist. Dabei wird davon ausgegangen, daß die längere Expositionszeit und die erhöhte Empfindlichkeit anderer Personengruppen mit einem Faktor von jeweils einer Zehnerpotenz in ausreichendem Maße erfaßt ist. Im Einzelfall ist die Berechtigung eines solchen Vorgehens jedoch immer zu überprüfen.

1708. Für Risikogruppen mit chronisch obstruktiver Bronchitis oder Asthma bronchiale sind auch kurzfristige Belastungsspitzen relevant. Wegen der multifaktoriellen Genese dieser Atemwegserkrankungen können auch kleine Schadstoffmengen aus Abfallverbrennungsanlagen oder Deponien zur Erhöhung des Risikos beitragen, ohne daß dies im einzelnen zu quantifizierbaren Veränderungen beim Betroffenen führt. Entsprechend der individuellen Sensibilisierung können zur Auslösung des Asthma bronchiale

Tabelle 6.1.4

Luftqualitätsleitlinien der WHO für Europa 1987

Schadstoff	WHO-Luftqualitätsleitlinien für Europa 1987			
	Immissionswert	Statistische Definition Zeitbezug (Mittelungszeit)	Schutzobjekt	Bedeutung Verbindlichkeit/Zweck
Schwefeldioxid	50 µg/m³ 125 µg/m³	1 Jahr 24 Stunden	menschliche Gesundheit	Leitlinienwert, der die Kombinationswirkung mit Staub berücksichtigt
	350 µg/m³ 500 µg/m³	1 Stunde 10 Minuten	menschliche Gesundheit	Leitlinienwert
	30 µg/m³ 100 µg/m³	1 Jahr 24 Stunden	terrestrische Vegetation	Leitlinienwert, Schutz unter extremen Umweltbedingungen nicht ausreichend
Stickstoffdioxid	150 µg/m³ 400 µg/m³	24 Stunden 1 Stunde	menschliche Gesundheit	Leitlinienwerte, die einen Sicherheitsfaktor enthalten
	95 µg/m³ 30 µg/m³	4 Stunden 1 Jahr	terrestrische Vegetation	Leitlinienwerte, in der Gegenwart von 30 µg O_2/m³ und 60 µg O_3/m³
Kohlenmonoxid	10 mg/m³ 30 mg/m³ 60 mg/m³ 100 mg/m³	8 Stunden 1 Stunde 30 Minuten 15 Minuten	menschliche Gesundheit	Leitlinienwerte
Photochemische Oxidantien/Ozon	150 bis 200 µg/m³ 100 bis 120 µg/m³	1 Stunde 8 Stunden	menschliche Gesundheit	Leitlinienwerte
	200 µg/m³ 60 µg/m³ 65 µg/m³	1 Stunde Mittelwert über die Vegetationszeit 24 Stunden	terrestrische Vegetation	Leitlinienwerte
Cadmium	1— 5 ng/m³ 10—20 ng/m³	1 Jahr (Landgebiete) 1 Jahr (Stadtgebiete)	menschliche Gesundheit	Leitlinienwert, berücksichtigt nicht kanzerogene Effekte
Blei	0,5 bis 1,0 µg/m³	1 Jahr	menschliche Gesundheit	Leitlinienwert
Mangan	1 µg/m³	1 Jahr	menschliche Gesundheit	Leitlinienwert
Quecksilber	1 µg/m³	1 Jahr	menschliche Gesundheit	Leitlinienwert, Innenraum-Exposition
Vanadium	1 µg/m³	24 Stunden	menschliche Gesundheit	Leitlinienwert
Schwebstaub	120 µg/m³	24 Stunden	menschliche Gesundheit	Vorläufiger Leitlinienwert, Gesamtschwebstaub in Gegenwart von 125 µg SO_2/m³
	70 µg/m³	24 Stunden	menschliche Gesundheit	Vorläufiger Leitlinienwert, einatembarer Staub in Gegenwart von 125 µg SO_2/m³
Schwefelwasserstoff	150 µg/m³ 7 µg/m³	24 Stunden 30 Minuten	menschliche Gesundheit Belästigung	Leitlinienwert

noch Tabelle 6.1.4

Schadstoff	WHO-Luftqualitätsleitlinien für Europa 1987			
	Immissionswert	Statistische Definition Zeitbezug (Mittelungszeit)	Schutzobjekt	Bedeutung Verbindlichkeit/Zweck
Schwefelkohlenstoff	100 µg/m³ 20 µg/m³	24 Stunden 30 Minuten	menschliche Gesundheit Belästigung	Leitlinienwert
Dichlormethan	3 mg/m³	24 Stunden	menschliche Gesundheit	Leitlinienwert
Trichlorethen	1 mg/m³	24 Stunden	menschliche Gesundheit	Leitlinienwert, berücksichtigt nicht kanzerogene Wirkung
Tetrachlorethen	5 mg/m³ 8 mg/m³	24 Stunden 30 Minuten	menschliche Gesundheit Belästigung	Leitlinienwert
Styrol	800 µg/m³ 70 µg/m³	24 Stunden 30 Minuten	menschliche Gesundheit Belästigung	Leitlinienwerte
Toluol	8 mg/m³ 1 mg/m³	24 Stunden 30 Minuten	menschliche Gesundheit Belästigung	Leitlinienwerte
Formaldehyd	100 µg/m³	30 Minuten	menschliche Gesundheit Belästigung	Leitlinienwert, berücksichtigt nicht kanzerogene Effekte

Quelle: WHO, 1987b

kleine, unspezifische Reize ausreichen, für die keine genau definierten Schwellenwerte angegeben werden können. Ein vollständiger Schutz von Risikogruppen vor Umwelteinwirkungen ist allerdings nicht möglich

6.1.2.2 Orale Belastung

6.1.2.2.1 Kontaminierter Boden

Metalle

1709. Für einige Metalle im Boden sind von verschiedenen Autoren oder Gremien Referenz- oder Orientierungswerte vorgeschlagen worden (SRU, 1989, Abschn. 2.5.1 und 2.5.3), die häufig für eine Bewertung herangezogen werden. Diese Werte wurden jedoch nicht toxikologisch abgeleitet, sondern orientieren sich zum Beispiel an Konzentrationen, die in unterschiedlich belasteten Gebieten gefunden worden sind.

1710. Für die toxikologische Bewertung der aufgenommenen Mengen einiger Metalle stehen die von der Weltgesundheitsorganisation empfohlenen Orientierungswerte für die vorläufig duldbaren wöchentlichen bzw. täglichen Aufnahmemengen (Tab. 6.1.3; SRU, 1987, Tz. 1245) zur Verfügung. Dabei ist zu berücksichtigen, daß diese Werte von verfügbarem Metall, d. h. einer vollständigen Löslichkeit im Magen-Darm-Trakt, ausgehen. Die Bindungsform bzw. Säurelöslichkeit der im Boden enthaltenen Metalle kann jedoch in Abhängigkeit vom pH-Wert stark variieren. Beispielsweise waren in Bodenproben einer Wohnsiedlung auf dem Gelände einer ehemaligen Deponie von nur 0,01 bis maximal 25 % des darin enthaltenen Bleis und 4 bis 41 % des Cadmiums bei einem pH-Wert von 2 bis 4, entsprechend dem pH-Wert im MagenDarm-Trakt, löslich und damit resorbierbar (GREIM und SUMMER, 1988). Das weist darauf hin, daß die Belastung im allgemeinen eher überschätzt wird, da stets nur ein Teil der tatsächlich vorhandenen Metallmenge für die Resorption zur Verfügung steht.

1711. Aus toxikologischer Sicht sind die bisher vorgeschlagenen Schwellenwerte (Tab. 6.1.1) zumindest für Wohngebiete, in denen Kinder im Freien spielen können, unbefriedigend (SRU, 1989, Abschn. 2.5.3). Unter der Voraussetzung, daß ein Kind bei einem Gewicht von 10 kg mit einer täglichen Aufnahme von 1 g Boden nicht mehr Metalle aufnimmt, als dies der von der WHO empfohlenen Menge entspricht, sind die in Tabelle 6.1.5 angegebenen Werte errechnet worden (SRU, 1989, Abschn. 2.6.3.1). Dabei wird von einer vollständigen Verfügbarkeit für die Resorption aus dem Magen-Darm-Trakt ausgegangen. Bei nachgewiesener geringerer Verfügbarkeit, d. h. Löslichkeit der einzelnen Metalle im Magen-Darm-Trakt, können diese Werte entsprechend erhöht werden.

Tabelle 6.1.5

Tolerierbare Metallkonzentrationen im Boden von Wohngebieten, vorgeschlagen aufgrund der duldbaren täglichen Aufnahmemenge (DTA) für ein 10 kg schweres Kind bei Aufnahme von 1 g Boden/Tag

Metall	DTA-Wert der WHO (µg/kg Tag)	Metallkonzentrationen im Boden (mg/kg)
Blei	3,5	35
Cadmium	1	10
Quecksilber	0,7	7
Arsen (anorganisch)	2	20

Quelle: SRU

1712. Da bei den in Tabelle 6.1.5 angeführten Bodenkonzentrationswerten davon ausgegangen wird, daß die Belastung ausschließlich durch die Aufnahme von kontaminiertem Boden erfolgt, müssen diese Werte unterschritten werden. Das Maß der Unterschreitung richtet sich nach dem Ausmaß der Belastung über andere Expositionspfade.

Die derzeit gegebene Auslastung der duldbaren täglichen Aufnahmemenge (DTA-Wert) von Blei über die Nahrungsaufnahme beträgt bei Erwachsenen durchschnittlich 20 bis 40 %; bei Kindern muß aufgrund der auf das Körpergewicht bezogenen höheren Nahrungsaufnahme und der wesentlich höheren Resorptionsrate (SRU, 1987, Tz. 1311) relativ häufiger mit einer Auslastung bzw. Überschreitung des DTA-Wertes gerechnet werden. Ähnlich verhält es sich bei Cadmium, bei dem die mittlere Auslastung des DTA-Wertes bei Erwachsenen 40 bis 60 % ausmacht. Auch hier muß bei Kindern von einer höheren Aufnahmerate ausgegangen werden (SRU, 1987, Tz. 1321). Die Auslastung des DTA-Wertes beträgt bei Quecksilber für Erwachsene ca. 50 %, ist allerdings stark vom Fischverzehr abhängig. Für Arsen lassen sich durchschnittliche Aufnahmemengen schwer abschätzen; für die Bundesrepublik werden Werte zwischen 30 und 150 µg, maximal bis 350 µg pro Tag angenommen (BMU, 1987; OHNESORGE, 1985). Davon entfallen bei Ausschöpfung des Trinkwassergrenzwertes bis zu 100 µg/Tag auf die Zufuhr vorwiegend anorganischer Arsenverbindungen über das Trinkwasser und bis zu 100 µg/Tag auf die Zufuhr vorwiegend organischer Arsenverbindungen über den Verzehr von Meerestieren; über den Gehalt und die Bindungsform von Arsen in den übrigen Lebensmitteln bestehen keine genauen Kenntnisse. Organische Verbindungen unterscheiden sich in ihrem Wirkungsspektrum jedoch deutlich von anorganischen Arsenverbindungen; letztere sind wesentlich toxischer. Die von der WHO als duldbar angesehene Aufnahmemenge von 2 µg pro kg und Tag, d. h. für einen 70 kg schweren Menschen 140 µg/Tag (WHO, 1983), bezieht sich zwar auf anorganische Arsenverbindungen, wie sie auch im Boden zu erwarten sind. Bei diesen Verbindungen muß allerdings die kanzerogene Wirkung berücksichtigt werden, hinsichtlich der keine unbedenkliche Aufnahmemenge angegeben werden kann. Insofern ist die Empfehlung der WHO nur sehr eingeschränkt auf die zusätzliche Aufnahme von Arsen aus dem Boden zu übertragen.

Für weitere Metalle können entsprechende Berechnungen nicht durchgeführt werden, da keine DTA-Werte vorliegen. Es besteht dringender Bedarf, auch für die übrigen von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall aufgeführten Metalle (LAGA, 1989) DTA-Werte zu erarbeiten.

Organische Stoffe

1713. Der Gehalt an organischen Stoffen im Boden ist schwieriger zu bewerten, weil es weder Höchst- und kaum ähnliche Orientierungswerte wie für Schwermetalle gibt, noch umfangreiche Erfahrungen über das Verhalten dieser Stoffe in Boden und Pflanzen vorliegen. Weit stärker als bei den persistenten und relativ immobilen Metallen können die Gehalte der organischen Schadstoffe im Boden durch Bodenbewirtschaftung wie Pflügen sowie bakteriellen Ab- und Umbau, Photooxidation und Auslaugung beeinflußt werden (JONES et al., 1989).

1714. Die Vielzahl der möglichen organischen Schadstoffe in Böden macht eine quantitative Beurteilung ihrer Wirkungen derzeit unmöglich. Bei der oralen Aufnahme spielen in erster Linie schwerflüchtige organische Stoffe eine Rolle, während leichtflüchtige Stoffe wie Tetrachlorethen oder Benzol eher durch Inhalation aufgenommen werden (SRU, 1989, Abschn. 2.6.4.2 und VCI, 1989). Für eine Gefährdungsabschätzung werden die Verbindungen häufig in Gruppen zusammengefaßt und beispielsweise für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe oder polychlorierte Biphenyle jeweils Grenzwerte für Stoffgruppen diskutiert. Dieses Vorgehen ist trotz vielfach ähnlicher Wirkungsmuster der Substanzen aus toxikologischer Sicht unzureichend. Für eine korrekte toxikologische Bewertung wäre es vielmehr erforderlich, die toxikologischen Wirkungsspektren, die Verweildauer im Menschen, die Mobilität und die Metabolisierung der einzelnen Substanzen zu berücksichtigen.

Da dieses Vorgehen nur als Einzelfallbetrachtung möglich ist, wird in der Praxis z. B. für die Bewertung des mutagenen und kanzerogenen Potentials von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) in einer Bodenprobe die Konzentration der Leitsubstanz Benzo[a]pyren (BaP) herangezogen (POTT, 1985), auch wenn vielfach andere mutagene und kanzerogene Komponenten wie Dibenz[a,h]anthracen, Benzo[b]fluoranthen oder Benz[a]anthracen überwiegen und ihr Konzentrationsverhältnis zum Benzo[a]pyren sehr unterschiedlich sein kann.

1715. Für die mittlere Benzo[a]pyren-Aufnahme über Nahrungsmittel können bei 1- bis 3jährigen Kindern maximal 0,5 bis 1 µg pro Tag angenommen werden. Soll die Aufnahme von Benzo[a]pyren durch belasteten Boden diese Größenordnung nicht übersteigen, dann darf der Benzo[a]pyren-Gehalt nur 1 mg/kg

Boden betragen. Daraus ergibt sich eine maximale zusätzliche Aufnahme von 1 µg Benzo[a]pyren pro Tag.

Diese Menge wird auch in der Literatur als Obergrenze einer zusätzlichen Aufnahme angegeben (VCI, 1989). Bei ausschließlicher Bodenaufnahme durch Verschlucken ist die Einhaltung dieses Wertes bei einer Bodenbelastung von maximal 500 µg Benzo[a]pyren pro kg gewährleistet, wenn von einer Aufnahme von 2 g Bodenmaterial durch Kleinkinder ausgegangen wird (VCI, 1989).

Der Rat empfiehlt aus Vorsorgegründen im Hinblick auf die kanzerogene Wirkung von Benzo[a]pyren und anderen PAH einen Schwellenwert von 1 mg BaP/kg Boden (SRU, 1989, Tz. 226).

1716. Im Zusammenhang mit der Aufarbeitung von Altmetallen sind teilweise erhebliche Bodenbelastungen durch polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) gefunden worden. Während Böden ohne spezifische Belastung nach Untersuchungen des Umweltministeriums von Baden-Württemberg TCDD-Äquivalente im Bereich von 1 ng/kg Boden aufweisen, wurden an einzelnen ehemaligen Standorten solcher Anlagen Konzentrationen von weit über 1000 ng TCDD-Äquivalenten pro kg Boden gemessen (LMU Baden-Württemberg, 1989). Wegen ihrer Toxizität und langen Verweildauer im Menschen muß diesen Substanzen besondere Beachtung geschenkt werden.

Von KIMBROUGH et al. (1984) wurde für 2,3,7,8-TCDD abgeleitet, daß ab einer Bodenverunreinigung von 1000 ng/kg Boden für Wohngebiete und 40 ng/kg für landwirtschaftlich genutzte Böden Maßnahmen ergriffen werden sollten. Diese können in Nutzungsbeschränkungen bestehen. Auf die gleiche Abschätzung stützt sich auch das Bundesgesundheitsamt bei seiner Empfehlung, bei Überschreitungen des Wertes von 1000 ng an TCDD-Äquivalenten pro kg in Wohngebieten einen Bodenaustausch vorzunehmen.

Geht man von einer täglichen oralen Bodenaufnahme von durchschnittlich 1 g pro Tag im Alter zwischen 1 und 3 Jahren aus (Tz. 1692), so läßt sich für 2,3,7,8-TCDD — unter der Annahme einer vollständigen Resorption über ein lineares pharmakokinetisches Modell (GEYER et al., 1986), das sowohl eine Halbwertszeit für 2,3,7,8-TCDD von 8 Jahren als auch die Zunahme des Fettgewebes mit dem Alter (16% des jeweiligen Körpergewichts) berücksichtigt —, bei einer Bodenbelastung von 1000 ng/kg für ein dreijähriges Kind eine Rückstandskonzentration von ca. 290 ng/kg Fettgewebe allein aus dem Verschlucken von Bodenmaterial berechnen (FILSER, pers. Mitt.). Bei direkter Übertragung dieser Werte auf TCDD-Äquivalente können damit Konzentrationen erreicht werden, die um das 10fache über der durchschnittlichen Rückstandsbelastung der Bevölkerung liegen.

Nach Auffassung von SCHLATTER (1987) besteht zwischen der durchschnittlichen PCDD/F-Belastung der Bevölkerung und der Belastung, bei der erste Krankheitssymptome sichtbar werden, noch ein Sicherheitsfaktor von ca. 100 (Tz. 1857f.). Dieser würde sich bei entsprechender Bodenaufnahme auf einen Faktor von 10 reduzieren, was unter Vorsorgeaspekten nicht mehr ausreicht (SRU, 1987, Tz. 1658). Bei Bodenbelastungen bis 100 ng TCDD-Äquivalenten pro kg kann dagegen davon ausgegangen werden, daß auch bei einer oralen Bodenaufnahme von 1 g pro Tag keine Zusatzbelastung auftritt, die wesentlich über die Durchschnittsbelastung der Bevölkerung hinausgeht.

Der Rat empfiehlt daher, daß in Wohngebieten TCDD-Äquivalent-Konzentrationen von 100 ng/kg Boden nicht überschritten werden sollten. Aus Vorsorgegründen sollte bei höheren Konzentrationen eine Überprüfung der tatsächlichen Belastung exponierter Personen vorgenommen werden, da die angegebenen Prüfwerte nur auf modellhaften Abschätzungen beruhen (Abschn. 6.2.2.6.3).

6.1.2.2.2 Kontaminierte Nahrungsmittel

Metalle

1717. Aus den vielfältigen Erfahrungen (SRU, 1989, Abschn. 2.6.3.2) lassen sich Empfehlungen ableiten, welche Pflanzen auf bestimmten, spezifisch belasteten Böden besser nicht angebaut werden sollten. So sollte auf solchen Böden verschmutzungsgefährdetes Gemüse mit großer Blattoberfläche nicht gezogen werden. Fruchtgemüsearten wie Tomaten, Bohnen und Gurken sind dagegen im allgemeinen weniger durch Bodenbelastungen kontaminiert. Bei hoher Cadmiumbelastung sollte auf den Anbau von Weizen, Spinat und Sellerie verzichtet werden.

1718. Für Cadmium werden für eine noch tolerierbare Bodenbelastung je nach Bodentyp Prüfwerte von 1 oder 2 mg Cadmium pro kg Boden empfohlen (LAGA, 1989; LÖLF, 1988; Tab. 6.1.1). Werden diese Werte überschritten, sind Untersuchungen von Nutzpflanzen erforderlich.

1719. Zur Beurteilung der Analysenwerte aus Untersuchungen pflanzlicher Nahrungsmittel dienen die Lebensmittelrichtwerte des Bundesgesundheitsamtes für Blei, Cadmium und Quecksilber (BGA, 1990). Tabelle 6.1.6 enthält einen Auszug. Diese Richtwerte leiten sich vorwiegend aus Daten ab, die den durchschnittlichen Kontaminationsgrad von Lebensmitteln beschreiben. Toxikologische Gesichtspunkte wurden dabei kaum berücksichtigt. Wie bereits im Umweltgutachten 1987 (SRU, 1987, Tz. 1270f.) diskutiert, dienen sie überwiegend dazu, Überschreitungen der durchschnittlichen Werte aufzuzeigen und damit Hinweise auf erhöhte Belastungen zu geben.

1720. Aus der täglichen mit den betreffenden Nahrungsmitteln aufgenommenen Schadstoffmenge errechnet sich unter Zugrundelegung eines Körpergewichts von 70 kg für einen Erwachsenen die durchschnittliche tägliche Dosis in µg/kg Körpergewicht (Tz. 1693). Diese kann zu den von der WHO erarbeiteten Werten für die tolerierbare tägliche bzw. wöchentliche Dosis in Relation gesetzt werden. Dabei ist auch die Zufuhr aus anderen Quellen, z. B. über Atemluft, Trinkwasser, tierische Nahrungsmittel oder die Aufnahme von Cadmium mit dem Tabakrauch, zu berücksichtigen. Für Blei und Cadmium sind diese

Tabelle 6.1.6

Lebensmittelrichtwerte des Bundesgesundheitsamtes
Richtwerte für Blei, Cadmium und Quecksilber
(Auszug; Angaben im mg/kg bzw. mg/l Frischgewicht bzw. Angebotsform)

Lebensmittel	Blei (Pb)	Cadmium (Cd)	Quecksilber (Hg)
Milch	0,03	0,005	0,01
Hühnereier	0,25	0,05	0,03
Rind-, Kalb-, Schweine-, Hühnerfleisch	0,25	0,1	0,03
Fisch	0,5	0,1	0,5/1,0*)
Weizenkörner	0,3	0,1	0,03
Roggenkörner	0,4	0,1	0,03
Kartoffeln	0,25	0,1	0,02
Grünkohl	2,0	0,1	0,05
Küchenkräuter	2,0	0,1	0,05
Spinat	0,8	0,5	0,05
weitere Blattgemüse	0,8	0,1	0,05
Sproßgemüse	0,5	0,1	0,05
Fruchtgemüse	0,25	0,1	0,05
Sellerie	0,25	0,2	0,05
andere Wurzelgemüse	0,25	0,1	0,05
Beeren-, Kern-, Steinobst	0,5	0,05	0,03
Schalenfrüchte	0,5	0,05	0,03

*) 1,0 mg Hg/kg für Aal, Hecht, Lachs, Zander, Blauleng, Eishai, Heringshai, Katfisch, Rotbarsch, Schwertfisch, Stör, weißer Heilbutt und daraus hergestellte Erzeugnisse

Richtwerte für Nitrat
(Angaben in mg NO_3-/kg Frischsubstanz)

Lebensmittel	Nitrat
Kopfsalat	3 000
Feldsalat	2 500
Spinat	2 000
Rettich	3 000
Radieschen	3 000
Rote Rüben	3 000

Quelle: BGA, 1990

Berechnungen ausführlich im Umweltgutachten 1987 dargestellt worden (SRU, 1987, Tz. 1307ff. und 1319ff.).

1721. Sollten Schwermetallbelastungen im Fleisch von Tieren, das für den Verzehr vorgesehen ist, befürchtet werden, können Untersuchungsergebnisse mit den Grenzwerten für Blei und Cadmium in der Fleischhygieneverordnung vom 30. Oktober 1986 verglichen werden. Zur Beurteilung einer Quecksilberbelastung in Fischen steht die Schadstoff-Höchstmengenverordnung vom 23. März 1988 zur Verfügung.

Im Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Nutztieren sei an dieser Stelle auch auf das Verbot der Anwesenheit nachweisbarer bzw. technisch vermeidbarer Mengen bestimmter Stoffe in Milch und Milcherzeugnissen als indirekte Orientierungshilfe hingewiesen, wenn Weideland auf kontaminierten Flächen entsprechend genutzt wird.

Organische Verbindungen

1722. Für Benzo[a]pyren kann im Hinblick auf den Anbau von pflanzlichen Nahrungsmitteln eine Konzentration von 1 mg pro kg Boden als Prüfwert angesehen werden (KONTEYE, 1988). Bei höheren Konzentrationen ist ein erheblicher Übergang in Wurzelgemüse wie Möhren, aber auch in Salat, Spinat und Petersilie möglich (FRITZ, 1983). Andere Autoren diskutieren für die Produktion von Nahrungspflanzen außer Wurzelgemüse einen Richtwert von 10 mg/kg Boden (VCI, 1989). Hohe Schwermetallkonzentrationen im Boden können auch eine verstärkte Aufnahme polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in die Pflanzen bewirken (HAAS et al., 1990). Für den Anbau von Futtermitteln wird wegen der raschen Metabolisierung von Benzo[a]pyren im tierischen Organismus kein Richtwert für notwendig angesehen.

1723. Durch Verfütterung von Pflanzen, die mit polychlorierten Biphenylen (PCB) belastet sind, an Nutztiere kommt es zu einer Anreicherung persistenter PCB-Kongenere im Organismus und damit in Nahrungsmitteln tierischen Ursprungs (DFG, 1988b). In der Schadstoff-Höchstmengenverordnung sind Grenzwerte für den PCB-Gehalt verschiedener Lebensmittel festgelegt.

1724. Für Tetrachlorethen (Perchlorethylen) und verwandte Lösungsmittel in Lebensmitteln ist die Lösungsmittel-Höchstmengenverordnung zu beachten (Tab. 6.1.2).

1725. Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane werden zum überwiegenden Teil mit den Nahrungsmitteln aufgenommen. Als vorläufig duldbare tägliche Aufnahmemenge wird vom Rat eine tägliche Dosis von 1 pg 2,3,7,8-TCDD-Äquivalente pro kg Körpergewicht angesehen (SRU, 1987, Tz. 1250; Tab. 6.1.3).

Fundierte wissenschaftliche Aussagen über tolerierbare Bodenverunreinigungen mit polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen im Hinblick auf eine landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung sind derzeit nicht möglich.

Aus Vorsorgegründen wird vom Bundesgesundheitsamt die Empfehlung ausgesprochen, bei Bodenbelastungen zwischen 5 und 40 ng TCDD-Äquivalenten pro kg nur noch eine eingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung vorzunehmen, d. h. die Verwendung von unterirdischen Pflanzenteilen und von Pflanzen, de-

ren oberirdische Teile dicht am Boden liegen, für die Nahrungsmittelproduktion und als Tierfutter zu unterlassen. Bei höheren Bodenverunreinigungen sollte eine landwirtschaftliche bzw. gärtnerische Nutzung ganz unterbleiben (Abschn. 6.2.2.6.3).

1726. Zur Beurteilung der Verwendbarkeit von Futtermitteln, die auf kontaminierten Flächen gezogen worden sind (Ackerfutterbau und Grünlandnutzung), liegen als Höchstwerte für verschiedene organische und anorganische Schadstoffe entsprechende Zahlenwerte in der Futtermittelverordnung vor.

6.1.2.2.3 Kontaminiertes Trinkwasser

1727. Bei einer Nutzung von Grundwasser für die Trinkwasserversorgung müssen die Höchstwerte der Trinkwasserverordnung eingehalten werden. Auch wenn durch Aufbereitungsmaßnahmen die Bereitstellung von einwandfreiem Trinkwasser aus verunreinigtem Grundwasser möglich ist, hat der Rat in seinem Umweltgutachten 1987 auf die Bedeutung des Grundwasserschutzes hingewiesen und dabei dargelegt, daß dem Schutz der Gewässer, aus denen Rohwasser für die Trinkwassergewinnung entnommen wird, höchste Priorität beizumessen ist (SRU, 1987, Tz. 1037). Grundwasser soll daher so wenig belastet sein, daß es für eine Nutzung als Trinkwasser nicht speziell aufbereitet werden muß (SRU, 1987, Tz. 1040ff.).

1728. Aus dem Vergleich der mit dem Trinkwasser aufgenommenen Schadstoffmengen (Tab. 6.3.3) mit DTA-Werten bzw. bei krebserzeugenden Stoffen mit Referenzwerten, die aus der Hintergrundbelastung abgeleitet wurden, läßt sich das relative Risiko dieser Stoffaufnahme ermitteln.

1729. Die von der WHO empfohlenen Orientierungswerte für Trinkwasser (WHO, 1984) sollen ein ästhetisch und hygienisch einwandfreies Trinkwasser gewährleisten, bei dessen Verwendung ein Gesundheitsrisiko ausgeschlossen sein soll. Sofern sie sich an DTA-Werten orientieren, sind die Trinkwasserwerte so festgesetzt, daß bei ihrer Einhaltung durch die Trinkwasserzufuhr nur ein Teil des jeweiligen DTA-Wertes ausgeschöpft wird. Kurzfristige Überschreitungen dieser Werte sind nicht automatisch mit einem Gesundheitsrisiko verbunden, da sie unter der Annahme einer lebenslangen Aufnahme erstellt wurden.

Anorganische Stoffe

1730. Die in der Trinkwasserverordnung genannten Höchstwerte für anorganische Stoffe unterscheiden sich nicht wesentlich von den Werten der WHO-Richtlinie für Trinkwasser. Bei ihrer Einhaltung ist eine deutliche Unterschreitung der DTA-Werte für Blei, Cadmium, Quecksilber und Selen sowie für Nitrat und Nitrit gewährleistet. Damit ist berücksichtigt, daß ein größerer Teil der Gesamtbelastung durch diese Stoffe über Nahrungsmittel erfolgt.

Organische Stoffe

1731. In der Trinkwasserverordnung sind für einige organische Stoffe, die z. B. im Sickerwasser von Deponien auftreten, Summengrenzwerte festgelegt, die sich weniger an der Toxizität von Einzelverbindungen orientieren, sondern eher aus allgemeinen hygienischen Gesichtspunkten abgeleitet wurden.

Für einzelne Verbindungen liegen toxikologisch begründete Orientierungswerte der WHO vor. Häufig stehen für diese Substanzen aber keine wissenschaftlich abgesicherten DTA-Werte als Vergleichsmaßstab zur Verfügung; teilweise ist die Extrapolation aus Tierversuchsdaten wissenschaftlich unbefriedigend. Bei vielen dieser Stoffe kann ein kanzerogenes Potential nicht ausgeschlossen werden; Grenzwerte für diese Substanzen wurden von der WHO über die Annahme eines akzeptablen Risikos abgeleitet. Für eine große Anzahl von Einzelverbindungen stehen toxikologisch begründete Grenzwerte allerdings noch aus.

Zahlreiche chlororganische Verbindungen stehen im Verdacht, kanzerogene Eigenschaften zu besitzen, was bei einer gesundheitlichen Bewertung im Hinblick auf die Gesamtbevölkerung großes Gewicht hat. Weiter ist grundsätzlich davon auszugehen, daß diese Verbindungen im Boden bzw. im Grundwasser zu giftigeren Verbindungen, wie beispielsweise dem kanzerogenen Chlorethen (Vinylchlorid), metabolisiert werden können. Hohe Gehalte an chlororganischen Kohlenwasserstoffen können zudem einen Anstieg pathogener Keime im Grundwasser bewirken. Insofern hält der Rat den in der Trinkwasserverordnung festgelegten Summenhöchstwert für Organohalogenverbindungen auch zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen für anwendbar.

6.1.2.3 Bewertung der individuellen Belastung

1732. Die verläßlichste Art einer Expositionsabschätzung von Personen besteht in der direkten Messung der Schadstoffbelastung im Organismus oder in der Bestimmung physiologischer Parameter, die durch die Schadstoffe beeinflußt werden und damit den Belastungszustand anzeigen (Tz. 1687). Diese Untersuchungen sind besonders dann angezeigt, wenn Ausbreitungsberechnungen oder Analysen im Umfeld einer Abfallverbrennungsanlage oder Deponie den Verdacht einer erhöhten Exposition von Personen ergeben haben. Sofern repräsentativ ausgewählte Personen untersucht werden, kann der Verdacht bestätigt oder widerlegt werden.

1733. Umfangreiche Erfahrungen über den Einsatz dieses sogenannten „biological monitoring" zur Erfassung der individuellen Exposition liegen in der Arbeitsmedizin vor. Von der Senatskommission der Deutschen Forschungsgemeinschaft zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe werden arbeitsmedizinisch-toxikologisch begründete Höchstwerte für bestimmte Schadstoffe oder ihre Metaboliten im Organismus, die sogenannten „biologischen Arbeitsstoff-Toleranzwerte", (BAT-Werte, DFG, 1990) sowie die dazu geeigneten Nachweisverfahren („Analysen in biologischem Material", DFG, 1988a) zusammen-

gestellt und veröffentlicht. Allerdings sind die als Höchstwerte für gesunde Personen am Arbeitsplatz konzipierten BAT-Werte „nicht geeignet, biologische Grenzwerte für langdauernde Belastungen aus der allgemeinen Umwelt, etwa durch Verunreinigungen der freien Atmosphäre oder von Nahrungsmitteln, anhand konstanter Umrechnungsfaktoren abzuleiten" (DFG, 1990). Weitere Anhaltspunkte liefern die „biological exposure indices" (BEI) der American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH, 1988) oder Richtwerte der WHO (WHO, 1980, 1981, 1982) und der EG (EG-Richtlinien 82/605 EWG und 77/312 EWG).

1734. Zur Beurteilung von Umweltbelastungen stehen bisher keine umweltmedizinisch-toxikologisch begründeten Höchstwerte zur Verfügung. Soweit vorhanden, können Referenzwerte über die Hintergrundbelastung in biologischem Material herangezogen werden (Tab. 6.1.7).

Weiterhin werden zur Beurteilung von Schwermetallkonzentrationen in Blut-, Urin- und Haarproben vom Bundesgesundheitsamt im Rahmen einer für die Hamburger Gesundheitsbehörde durchgeführten Untersuchung die in Tabelle 6.1.8 genannten Orientierungswerte vorgeschlagen. Obwohl eine toxikologi-

Tabelle 6.1.7

Hintergrundkonzentrationen von Umweltschadstoffen in humanbiologischen Untersuchungsmaterialien

Stoff	Untersuchungs-material	Parameter	Normalbereich
Arsen	Harn	Arsen [a]	< 15 µg/g Kreat. [b]
Blei	Blut	Blei	< 15 µg/dl
	Milchzähne	Blei	< 7 µg/g
Cadmium	Blut	Cadmium	Nichtraucher: < 1 µg/l
	Harn	Cadmium	Kinder: < 1 µg/g Kreat. Erwachsene: < 2 µg/g Kreat.
	Nierenrinde	Cadmium	< 50 µg/g
Cloroform	Blut	Chloroform	< 2 µg/l
Chrom	Blut	Chrom	< 2 µg/l
	Harn	Chrom	< 2 µg/l
DDT+DDE [c]	DDT+DDE	Frauenmilch	< 4 mg/kg FB [d]
Fluorwasserstoff und Fluoride	Harn	Fluorid	< 2 mg/l
Hexachlorbenzol	Frauenmilch	Hexachlorbenzol	< 2 mg/kg FB
β-Hexachlorcyclohexan	Frauenmilch	β-Hexachlorcyclohexan	< 1 mg/kg FB
Kobalt	Harn	Kobalt	< 1 µg/l
Kohlenmonoxid	Blut	CO-Hb	Nichtraucher: < 2%
Nickel	Blut	Nickel	< 5 µg/l
	Harn	Nickel	< 3 µg/l
Pentachlorphenol	Blut	Pentachlorphenol	< 50 µg/l
	Harn	Pentachlorphenol	<100 µg/l
Quecksilber	Blut	Quecksilber	< 3 µg/l [b]
	Harn	Quecksilber	< 5 µg/l [b]
Thallium	Harn	Thallium	< 1 µg/l
1,1,1-Trichlorethan	Blut	1,1,1-Trichlorethan	< 2 µg/l
Trichlorethen	Blut	Trichlorethen	< 1 µg/l
	Harn	Trichloressigsäure	< 60 µg/l
Tetrachlorethen	Blut	Tetrachlorethen	< 2 µg/l

[a]) mit der Hydrid-Methode meßbarer Arsenanteil
[b]) nach Fischmahlzeiten erhöht
[c]) p,p'-Dichlordiphenyltrichlorethan und p,p'-Dichlordiphenyldichlorethen. DDE ist ein schlecht abbaubares und daher akkumulierendes Stoffwechselprodukt des DDT
[d]) FB = Fettbasis

Quelle: EWERS und BROCKHAUS, 1987

sche Begründung dieser Werte noch aussteht, haben sie sich, auch nach den Erfahrungen von EWERS und BROCKHAUS (1987), in der Praxis als brauchbare Beurteilungsgrundlage erwiesen.

Die Beurteilung der Bleibelastung von Bevölkerungsgruppen kann auch anhand der in der EG-Richtlinie 77/312/EWG über die biologische Überwachung der Bevölkerung auf Gefährdung durch Blei festgelegten Referenzwerte erfolgen (Tab. 6.1.9). Da Kinder auf Blei empfindlicher reagieren, sind für Kinder im Vorschulalter niedrigere Referenzwerte vorgeschlagen worden (BRUNEKREEF et al., 1983).

Tabelle 6.1.8

Orientierungswerte zur Beurteilung von Schwermetallgehalten in humanbiologischen Untersuchungsmaterialien

Metall	Untersuchungsmaterial	Einheit	Kategorien*)		
			I	II	III
Arsen	Haar	µg/g	< 1	> 1	—
	Urin	µg/l	<15	15—40	>40
Blei	Blut				
	— Frauen, Kinder	µg/dl	<15	15—25	>25
	— sonstige	µg/dl	<15	15—35	>35
	Haar	µg/g	<20	>20	—
Cadmium	Blut				
	— Kinder	µg/l	< 1	1— 3	> 3
	— Erwachsene	µg/l	< 2	2— 5	> 5
Quecksilber	Blut	µg/l	< 3	3—10	>10
	Urin	µg/l	< 5	5—20	>20
Thallium	Urin	µg/l	< 2	2—20	>20

*) Kategorie I: unauffällig;
Kategorie II: Wert erhöht, Gesundheitsgefährdung erkennbar;
Kategorie III: Wert deutlich erhöht, Gesundheitsgefährdung auf längere Sicht nicht auszuschließen.

Quelle: EWERS und BROCKHAUS, 1987

1735. Bei der Bewertung der gemessenen Schadstoffkonzentrationen ist zu berücksichtigen, daß andere Faktoren wie Ernährungsgewohnheiten, Belastungen am Arbeitsplatz, Freizeitverhalten, Arzneimittel- und Alkoholkonsum, Tabakrauchen, Infektionen, Allergien oder andere Erkrankungen die gemessenen Parameter beeinflussen können. Die Konzentration von Quecksilber und Arsen im Blut oder Urin kann z. B. auch nach dem Genuß von Fisch erhöht sein. Durch Tabakrauchen wird die Konzentration von Cadmium und flüchtigen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Blut erhöht (EWERS, 1989).

1736. Aus den Veränderungen der physiologischen Parameter und erhöhten Schadstoffkonzentratinen im Organismus oder im untersuchten Gewebe kann grundsätzlich nicht auf eine bestimmte Belastungsquelle, z. B. eine Abfallverbrennungsanlage oder eine Deponie, geschlossen werden. Daher muß bei erhöhter individueller Belastung auch die Emissionsquelle zweifelsfrei identifiziert werden, indem solche Untersuchungen immer durch möglichst genaue Erhebungen über die Aufenthaltsdauer im belasteten Gebiet, qualitative und quantitative Angaben zur Schadstoffbelastung des Bodens und der Luft und über Lebensgewohnheiten zur Ermittlung von anderen Expositionsmöglichkeiten ergänzt werden.

6.1.2.4 Beurteilung von Kombinationswirkungen

1737. Bei der Vielzahl der im Bereich von Abfallverbrennungsanlagen oder Deponien vorliegenden Stoffe besteht grundsätzlich die Möglichkeit, daß sich die einzelnen Substanzen in ihrer Wirkung gegenseitig beeinflussen (SRU, 1985, Tz. 1159 ff. und SRU, 1987, Tz. 1672 f.).

1738. Dies kann insbesondere dann der Fall sein, wenn gleichzeitig vorhandene Chemikalien gleichgerichtete Wirkungsmechanismen besitzen und damit auf dieselben Organe oder biochemischen Funktionen des Organismus einwirken.

Beispiele hierfür sind die unter anderem als Insektizide eingesetzten Phosphorsäureester, die zu einer Hemmung des Enzyms Acetylcholinesterase führen. Um Vergiftungserscheinungen auszulösen, muß ein bestimmtes Maß der Cholinesterasehemmung erreicht sein. Dazu sind bestimmte, für die jeweilige Einzelsubstanz spezifische Mengen erforderlich. Daraus

Tabelle 6.1.9

Referenzwerte zur Beurteilung der Bleibelastung von Bevölkerungsgruppen

	EG-Richtlinie 77/312 EWG	empfohlene Referenzwerte für Kinder im Vorschulalter (nach Brunekreef et al., 1983)	WHO Air Quality Guidelines
50. Perzentilwert	höchstens 20 µg/dl	höchstens 20 µg/dl	höchstens 10 µg/dl
90. Perzentilwert	höchstens 30 µg/dl	höchstens 25 µg/dl	—
98. Perzentilwert	höchstens 35 µg/dl	höchstens 30 µg/dl	höchstens 20 µg/dl

Quelle: SRU, nach EWERS und BROCKHAUS, 1987, WHO, 1987b

läßt sich ableiten, daß beim gleichzeitigen Auftreten mehrerer Hemmstoffe nur dann eine Vergiftungswirkung zu erwarten ist, wenn die Summe der einzelnen Hemmeffekte die Wirkungsschwelle übersteigt (zur Definition von Wirkungsschwellen siehe SRU, 1987, Tz. 1622 ff.).

Liegen beispielsweise mehrere Stoffe in Mengen von je 1/1000 des Schwellenwertes vor, wird sich das Wirkungspotential entsprechend verstärken. Die Wirkungsschwelle würde jedoch erst dann erreicht, wenn eintausend entsprechend wirkende Stoffe in dieser Konzentration vorliegen. Ebenso ist abzuleiten, daß bei Vorliegen eines Stoffes, dessen Menge doppelt so hoch sein müßte, um eine Wirkung hervorzurufen, die Anwesenheit eines weiteren Stoffes in einer Menge, die hundertfach unter dem Schwellenwert liegt, nicht zu einer Wirkung führen kann.

Diese grundsätzlichen Erkenntnisse haben in verschiedenen Regelungen Eingang gefunden. So schreibt der Ausschuß für Gefahrstoffe vor, daß beim Vorliegen von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz die MAK-Werte der einzelnen Stoffe nur zu solchen Bruchteilen ausgeschöpft werden dürfen, daß die Summe der Ausschöpfungsquoten den Wert 1 insgesamt nicht übersteigt (TRGS 403, 1989).

1739. Einige Beispiele zeigen jedoch, daß gelegentlich die Wirkung von Stoffkombinationen stärker zunimmt, als es die Summe der Wirkungen der Einzelsubstanzen erwarten läßt. Tetrachlorkohlenstoff und Alkohol verursachen beide in bestimmten Mengen Leberschäden. Sind diese Stoffe zusammen vorhanden, erhöht sich die leberschädigende Wirkung überadditiv (KLAASSEN, 1986).

Ein ähnliches Beispiel ist Isopropanol, das in einer Konzentration, in der es allein noch nicht toxisch ist, die Lebertoxizität von Tetrachlorkohlenstoff stark erhöht. In solchen Fällen beruht die Wirkungsverstärkung auf einer Hemmung der Entgiftung eines oder mehrerer Stoffe.

Ein weiteres gut untersuchtes Beispiel ist die Verstärkung der Toxizität des insektiziden Wirkstoffes Malathion bei Verunreinigung mit Isomalathion. Die akute Toxizität (LD_{50}) von Malathion wird von 12,5 g/kg auf 2 g/kg um das sechsfache erhöht, wenn Malathion 0,5 % Isomalathion enthält (UMETSU et al., 1977). Auch diese Wirkungsverstärkung beruht darauf, daß Isomalathion die Entgiftung des Malathions hemmt (MALIK und SUMMER, 1982). Berichte über Wirkungsverstärkungen liegen auch für n-Hexan und 1-Butanon vor (ALTENKIRCH et al., 1982), während die Toxizität von n-Hexan durch Toluol abgeschwächt wird (TAKEUCHI et al., 1981).

1740. Beim Auftreten von Stoffgemischen läßt sich die Art einer möglichen Kombinationswirkung schwer vorhersagen, auch wenn bei ähnlichen Chemikalien häufig additive Effekte beobachtet werden. Die aufgeführten, experimentell sehr intensiv untersuchten und gut belegten Beispiele zeigen jedoch, daß das Zusammenwirken mehrerer Substanzen nur dann zu Problemen führt, wenn die Einzelstoffe in Konzentrationen vorliegen, die selbst physiologische Veränderungen hervorrufen können. Nach dem vorliegenden Stand des Wissens sollte es daher nicht zu erkennbaren toxischen Wirkungen kommen, wenn verschiedene Substanzen in Konzentrationen vorhanden sind, die deutlich unterhalb von physiologischen Wirkungsschwellen liegen. Die Situation muß daher im Einzelfall überprüft werden.

1741. Für die Abschätzung der Toxizität der Vielzahl emittierter Stoffe, zum Beispiel in Sickerwasser von Deponien oder im Rauchgas von Abfallverbrennungsanlagen, ist die Entwicklung bzw. Erprobung geeigneter Testsysteme anzustreben. Neben der bisher üblichen Charakterisierung zum Beispiel von Sickerwasserinhaltsstoffen durch toxikologisch wenig aussagekräftige Summenparameter, wie adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX), ist vor allem an eine Untersuchung nach gängigen Biotestverfahren, wie z. B. Fischtest, Ames-Test usw., zu denken (Tz. 1680).

6.2 Toxikologische Bewertung der Emissionen aus der Abfallverbrennung

6.2.1 Einleitung

1742. In den Auseinandersetzungen um das Für und Wider von Abfallverbrennungsanlagen bestimmen zunehmend Argumente des Umwelt- und Gesundheitsschutzes die Diskussion. Während in der Vergangenheit die Volumenreduktion und die energetische Nutzung bei der Verbrennung von Abfällen im Vordergrund standen, werden heute sowohl von Befürwortern wie von Gegnern der Abfallverbrennung Umweltschutzaspekte ins Feld geführt. Dabei reicht die Argumentation von der Einstufung der Abfallverbrennung als „tragende Säule des Umweltschutzes in der Abfallwirtschaft" (HOFER, 1989) auf der einen Seite bis hin zur Ansicht, die Abfallverbrennung sei gerade aus ökologischen Gründen nicht akzeptabel (NEIDHARDT, 1988).

1743. Erklärtes Ziel der Abfallverbrennung ist nach heutiger Sicht in erster Linie, das schadstoffbezogene Gefährdungspotential im Abfall zu verringern, die im Abfall enthaltenen Schadstoffkomponenten selektiv auszuschleusen und die Ablagerungsfähigkeit der Restabfälle zu verbessern (Kap. 5.4). Das bedeutet, die Abfälle von Schadstoffen zu entfrachten, nicht verbrennbare Schadstoffe zu stabilisieren bzw. zu mineralisieren, um diese endlagerfähig zu machen. Dem stehen die mit der Technik der Verbrennung verbundenen Emissionen von Schadstoffen in die Umwelt und die in der weiteren Folge dieser Behandlungsmaßnahme anfallenden Abfallstoffe mit ihrer umweltgefährdenden Potenz gegenüber.

Grundsätzlich muß allerdings bedacht werden, daß bei allen Verfahren der Abfallbehandlung potentiell umweltgefährdende Emissionen entstehen, die nicht nur durch das jeweilige Behandlungsverfahren, sondern auch durch die im Abfall enthaltenen Schadstoffe bedingt sind. Dementsprechend können sich Vermeidungsstrategien bzw. Vorbehandlungsmaßnahmen, die zur Verringerung des Schadstoffgehalts im Abfall führen, auch hinsichtlich der Verbrennung emissionsmindernd auswirken.

1744. Die Verbrennung beinhaltet eine schnelle oxidative Zerlegung der organischen Abfallbestandteile, während bei der Deponierung der mikrobielle Abbau über verschiedene Zwischenstufen und über einen Zeitraum von mehreren Jahren bis Jahrzehnten verläuft. Bei der Abfallverbrennung werden neben den mengenmäßig wichtigsten Produkten Wasser und Kohlendioxid jedoch auch andere Stoffe mit mehr oder weniger ausgeprägtem toxischen Potential gebildet. Um die Emission solcher Stoffe gering zu halten, müssen Abfallverbrennungsanlagen mit effektiv arbeitenden Feuerungen und mit Systemen zur Abgasreinigung ausgerüstet sein. Je besser solche Reinigungsanlagen arbeiten, um so stärker rückt jedoch die Belastung durch die dabei entstehenden Rückstände und Abwässer in den Vordergrund. Eine Beurteilung der Emissionen von Abfallverbrennungsanlagen muß daher auch diese Bereiche einschließen, um einer möglichen Verlagerung der Umweltprobleme entgegenwirken zu können.

6.2.2 Verbrennung von Hausmüll

6.2.2.1 Schadstoffströme

1745. Hausmüll ist ein sehr inhomogenes Stoffgemisch, dessen Zusammensetzung regional und zeitlich starken Schwankungen unterliegen kann (Tab. 6.2.1). Aus organischen Verbindungen, die nach Gewicht etwa ein Drittel des Hausmülls ausmachen, wird der Kohlenstoff durch die Verbrennung in Kohlendioxid (CO_2) überführt. Durch die Verbrennungswärme verdampft das Wasser, dessen Gewichtsanteil im Hausmüll zwischen 30 und 50% beträgt.

Tabelle 6.2.1

Zusammensetzung des Hausmülls nach Elementen

Parameter	Gehalt in Hausmüll (g/kg)
Kohlenstoff	250
Sauerstoff	150 – 300
Wasserstoff	40 – 50
Chlor	5 – 15
Stickstoff	3 – 5
Schwefel	2 – 7
Fluor	0,05 – 0,25
Eisen	25 – 75
Blei	0,6 – 2,5
Kupfer	0,45 – 2,5
Zink	0,44 – 3,5
Chrom	0,20 – 0,88
Nickel	0,05 – 0,20
Cadmium	0,01 – 0,04
Quecksilber	0,002 – 0,007

Quelle: MÜLLER, 1985, korrigiert nach Angaben des UBA

1746. Aus Stoffen, die Chlor, Fluor und Schwefel enthalten, entstehen die flüchtigen Verbindungen Chlorwasserstoff (HCl), Fluorwasserstoff (HF) und Schwefeldioxid (SO_2), die mit Wasser unter Bildung von Säuren reagieren. Die Abgasreinigung erfolgt durch Überführung in nichtflüchtige Salze der entsprechenden Säuren. Bei Bilanzierung der Chlorfracht findet man den Großteil der Chlorverbindungen — bis zu 75% — im Abwasser oder in den Rückständen aus der Abgasreinigung angereichert. Dane-

ben werden Chlorverbindungen zu etwa 13% im Staub (bis zu 1040 g/t Abfall) und zu etwa 10% (bis zu 800 g/t Abfall) in der Schlacke gefunden. Mit dem Reingas entweichen im Mittel ca. 0,25% der mit den Abfällen eingebrachten Chlorfracht in die Atmosphäre.

Stickstoffoxide (NO_x) entstehen aus der Verbrennung stickstoffhaltiger Verbindungen und aus der Reaktion von Stickstoff mit Sauerstoff in der Verbrennungsluft. Eine Emissionsminderung kann hier in gewissem Umfang durch feuerungstechnische Maßnahmen, darüber hinaus durch selektive nichtkatalytische oder katalytische Reduktion der Stickoxide mittels Ammoniak erfolgen.

1747. Schwermetalle, wie Blei und Zink, werden in hohem Maße in die Schlacke eingebunden. Leichter flüchtige Schwermetalle, wie Cadmium bzw. seine Verbindungen, werden weitgehend im Staubabscheider niedergeschlagen, reichern sich also im abgeschiedenen Staub an. In die Atmosphäre werden — abhängig von der Effektivität der Gasreinigung — nur sehr geringe Schwermetallmengen emittiert. Eine Ausnahme bildet allerdings Quecksilber, das entsprechend der Temperatur bei der Gasreinigung teilweise gasförmig vorliegt. Bei der nassen Gasreinigung wird dieses Schwermetall zu etwa 70% im Abwasser angereichert, etwa 10% werden mit dem Reingas emittiert.

1748. Durch unvollständige Verbrennungsprozesse und Reaktionen mit den Bestandteilen des Rauchgases können auch organische Verbindungen neu gebildet werden, die je nach Flüchtigkeit gasförmig oder partikulär emittiert werden. Bekannte Vertreter sind die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane. Sofern es sich um partikelgebundene Stoffe handelt, können sie mit den Filterstäuben abgeschiedenen werden. Es muß jedoch immer damit gerechnet werden, daß ein Teil davon mit der Gasphase emittiert wird (SCHRAMM et al., 1990).

1749. Nach der Verbrennung verbleiben als Rückstände Schlacken (Rostaschen), Filterstäube und Produkte aus der Rauchgasreinigung mit den darin enthaltenen Schadstoffen. In den Abbildungen 5.4.14 und 5.4.15 (Abschn. 5.4.9) ist die Aufteilung wichtiger Schadstoffe auf die verschiedenen Stoffströme bei der Verbrennung dargestellt.

1750. Je nach Behandlung der Rückstände können die Schadstoffe daraus mobilisiert werden und über Abwässer oder Sickerwässer in die Umwelt gelangen. Insgesamt lassen sich bei Hausmüllverbrennungsanlagen — entsprechend den unterschiedlichen Wegen ihrer Freisetzung in die Umwelt — folgende Emissionen unterscheiden:

— gas- und partikelförmige Emissionen in die Luft

— Emissionen in Grundwasser und Oberflächengewässer aus den Verbrennungsrückständen und den Produkten der Abgasreinigung.

6.2.2.2 Emissions-Immissions-Verhältnisse bei Hausmüllverbrennungsanlagen

1751. Für die Beurteilung derjenigen Stoffe aus Hausmüllverbrennungsanlagen, die über die Atemluft aufgenommen werden können, ist ihre Konzentration am Ort der Exposition, d. h. die Immissionskonzentration, entscheidend.

Diese kann entweder direkt gemessen oder aus den Emissionsdaten mit Hilfe von Ausbreitungsmodellen abgeschätzt werden (Tz. 1684). Die direkte Messung ist der Ausbreitungsberechnung vorzuziehen; hierbei besteht jedoch die Schwierigkeit, die Beiträge einzelner Emittenten gegeneinander abzugrenzen. Aus diesem Grund oder für die Planung von Anlagen werden häufig Modellrechnungen durchgeführt. Diese beschreiben ausgehend von meterologischen Zustandsgrößen, wie Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Turbulenzzustand der Atmosphäre, sowie anlagenspezifischen Parametern, wie Quellhöhe (Schornsteinhöhe), Emissionsmassenstrom und Temperatur der Abgase, die Ausbreitung der Schadstoffe in der Atmosphäre und die sich daraus ergebende Immissionszusatzbelastung. Die unterschiedlichen Turbulenzzustände der Atmosphäre, die von großem Einfluß auf die errechnete Zusatzbelastung sind, werden in der Praxis, wie sie auch in dem Rechenmodell der TA Luft festgelegt ist, durch fünf Ausbreitungsklassen beschrieben. Die vorliegenden Rechenmodelle arbeiten auf der Grundlage stark vereinfachter Annahmen, wie Stationarität und Homogenität der Atmosphäre. Trotz dieser Einschränkungen eignen sie sich für Risikoabschätzungen, insbesondere wenn man sich auf die Errechnung von Langzeitwerten (Jahresmittelwerten) der Immissionskonzentration beschränkt.

1752. Zur Abschätzung der Immissionsbelastung aus den Emissionen von Hausmüllverbrennungsanlagen hat der Rat exemplarisch für 7 Hausmüllverbrennungsanlagen mit unterschiedlicher Größe und an unterschiedlichen Standorten über das Ausbreitungsmodell der TA Luft die Emissions-Immissions-Verhältnisse bestimmen lassen (RW TÜV, 1990). Die Ergebnisse dieser Berechnungen, bei der reale meteorologische Daten auf der Basis von 1-Stunden-Werten für einen Bezugszeitraum von 10 Jahren eingesetzt wurden, sind in Tabelle 6.2.2 aufgeführt. Die höchsten Konzentrationen, ausgedrückt als Stundenmittelwerte, treten bei labilen Wetterlagen (Ausbreitungsklasse IV und V) mit geringen Windgeschwindigkeiten und bei neutralen Wetterlagen (Ausbreitungsklasse III/2) mit geringen Windgeschwindigkeiten im Nahbereich von ca. 400 bis 2 000 m um die Hausmüllverbrennungsanlagen auf. Niedrige Schornsteine führen im Nahbereich zu höheren Immissionskonzentrationen (vgl. Verbrennungsanlagen Nr. 1 und Nr. 2 in Tab. 6.2.2); einen deutlichen Einfluß haben aber auch die Verbrennungsleistungen, d. h. die Emissionsmassenströme der Anlagen (vgl. Verbrennungsanlagen Nr. 4 und 5 in Tab. 6.2.2).

1753. Unter ungünstigen Bedingungen können nach diesen Berechnungen maximale Immissionskonzentrationen als Einzelwerte am Boden auftreten, die bei den untersuchten Hausmüllverbrennungsanlagen um einen Faktor im Bereich zwischen $8 \cdot 10^3$ bis $26 \cdot 10^3$ unter den Emissionskonzentrationen liegen. Im Gegensatz zu den Mittelwerten (Tz. 1754) ist die Verteilung dieser Immissionsmaxima wegen der dabei herrschenden geringen Windgeschwindigkeit relativ unabhängig von der Hauptwindrichtung um das Zentrum der Anlagen angeordnet.

Tabelle 6.2.2

Ausbreitungsberechnungen an Hausmüllverbrennungsanlagen
Berechnung von Emissions-Immissions-Verhältnissen
(E/I-Verhältnissen)

Standort der Hausmüllverbrennungsanlage	Abgasvolumenstrom*) (m^3/h)	Kaminhöhe (m)	Austrittstemperatur am Kamin	E/I-Verhältnis beim höchsten punktuellen 1-Stunden-Wert	E/I-Verhältnis beim höchsten punktuellen Jahresmittelwert	E/I-Verhältnis beim höchsten Flächenmittelwert auf Jahresbasis (E/Iz)
1. Nordseeküste ..	215 000	85	65° C	8 850	339 000	459 000
2. Südliches Ruhrgebiet	525 000	200	65° C	15 200	793 000	873 000
3. Nördliches Ruhrgebiet**) ..	125 000	100	205° C 60° C	14 400	503 000	658 000
4. zentrale Mittelgebirgslage	68 000	110	130° C	26 200	1 328 000	1 771 000
5. Rhein-Main-Gebiet	386 000	110	136° C	13 300	641 000	693 000
6. Südwestdeutschland	400 000	153	104° C	15 900	978 000	1 064 000
7. Süddeutschland**) .	780 000	130	150° C 85° C	8 000	519 000	564 000

*) Normkubikmeter (feucht) pro Stunde
**) zwei Blöcke unterschiedlicher Art
Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

Allerdings sind die Ergebnisse von solchen Ausbreitungsrechnungen im Hinblick auf Kurzzeitbetrachtungen nur beschränkt gültig. Dies ergibt sich aus der statistischen Grundlage der Berechnung, in die als kleinste Einheit die 1-Stunden-Mittelwerte gemäß der Wetterklasseneinteilung eingehen. Kurzzeitig auftretende Turbulenzen oder Emissionsspitzen lassen sich mit diesem Modell ebensowenig beschreiben, wie kritische Wetterlagen mit niedrigen Inversionssperrschichten berücksichtigt werden. Die Auswirkung von Emissionsspitzen auf die Immission wird nach de la RIVA und MEYER (1985) jedoch eher überbewertet; auch BINIARIS und WILHELM (1988) konnten zeigen, daß die Ausbreitungsberechnungen nach TA Luft insbesondere für Kurzzeitwerte eher zu hohe Werte liefert. Andererseits kommt SCHORLING (1985) zu der Ansicht, daß die Ausbreitungsberechnung der TA Luft eine Unterschätzung des Immissionsmaximums um den Faktor 10 liefern könne. Unter der Annahme eines Emissions-Immissions-Verhältnisses von 1 000 für die nachfolgende Ermittlung von Einzelwerten als maximalen Immissionszusatzbelastungen sind Unsicherheiten bei der Abschätzung in ausreichendem Maße berücksichtigt; in der Praxis werden entsprechende Extremfälle wohl kaum auftreten.

1754. Für die durchschnittliche Zusatzbelastung über größere Zeiträume sind bei den genannten 7 Hausmüllverbrennungsanlagen Emissions-Immissions-Verhältnisse zwischen $3,4 \cdot 10^5$ und $1,3 \cdot 10^6$ errechnet worden (Tab. 6.2.2). Diese Immissionsmaxima liegen in der Hauptwindrichtung zum Anlagenstandort und in größerer Entfernung zu ihm als die Maxima der 1-Stunden-Werte. Um auch bei den folgenden Abschätzungen auf der sicheren Seite zu sein, wird für die langfristige Immissionszusatzbelastung ein Emissions-ImmissionsVerhältnis von 105 angenommen (vgl. auch WHO, 1987c).

6.2.2.3 Belastung durch anorganische Gase

1755. Die Emission anorganischer Schadgase aus Hausmüllverbrennungsanlagen wird außer von der stofflichen Zusammensetzung des Abfalls und der Verbrennungsführung hauptsächlich vom Stand der Abgasreinigung beeinflußt. In den letzten Jahren sind durch verbesserte Rauchgasreinigungsverfahren trotz steigender Mengen an verbrannten Abfällen die Emissionen anorganischer Gase mit Ausnahme der Stickstoffoxide deutlich zurückgegangen (vgl. Abschn. 5.4.7, Abb. 5.4.12).

1756. Grenzwerte für die Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen sind in der TA Luft festgelegt; mit dem Entwurf der 17. BImSchV (Stand April 90) wird eine Anpassung an die weitere technische Entwicklung vollzogen. Eine Zusammenfassung der in verschiedenen Verordnungen festgelegten bzw. vorgeschlagenen Emissionswerte zeigt Tabelle 6.2.3. Bei einem Teil der älteren Hausmüllverbrennungsanlagen werden die von der TA Luft '86 geforderten Grenzwerte zur Zeit noch deutlich überschritten. Die TA Luft verlangt für diese Anlagen — gestaffelt nach der Höhe der Überschreitung der Grenzwerte — eine Umrüstung in einem Zeitraum von 3 bis 8 Jahren, so daß spätestens im Jahr 1994 die Emissionswerte aller

Tabelle 6.2.3

Vergleich von Emissionswerten für Hausmüllverbrennungsanlagen

Stoffklasse	Einheit	Grenzwerte TA Luft '86		EG-Richtlinie[7]) Jahresmittel	Entwurf 17. BImSchV		Moderne Hausmüllverbrennungsanlagen Garantiewerte[1])
		Tagesmittel	1/2-h-Mittel		Tagesmittel	1/2-h-Mittel	
HCl	(mg/m^3)	50	100	50	10	60	10
HF	(mg/m^3)	2	4	2	1	4	0,3
SO_2	(mg/m^3)	100	200	300	50	200	30
NO_x[2])	(mg/m^3)	500	1 000	—	200	400	70
CO	(mg/m^3)	100	200	100	50	100[3])	<50
Staub	(mg/m^3)	30	60	30	10	60	10
Schwermetalle[4])							
Klasse I	$(\mu g/m^3)$	200		200	je 100		100
Klasse II	$(\mu g/m^3)$	1 000		1 000	1 000		200
Klasse III	$(\mu g/m^3)$	5 000		5 000			200
organ. Kohlenstoff ...	(mg/m^3)	20	40	20	10	20	20
PCDD und PCDF	(ng/m^3)	—	—	—	0,1 TE[5])		0,1 TE[5, 6])

[1]) siehe Kap. 5.4, Tab. 5.4.15
[2]) NO_x = Stickstoffoxide ($NO+NO_2$), angegeben als NO_2
[3]) 1-Stunden-Mittelwert
[4]) Klasseneinteilung der Schwermetalle:

	TA Luft:	EG-Richtlinie	Entwurf 17. BImSchV
Klasse I:	Summe Cd+Hg+Tl	Summe Cd + Hg	je 100 $\mu g/m^3$ für Hg und Summe CD+Tl
Klasse II:	Summe As+Co+Ni+Se+Te	Summe Ni+As	Summe Sb+As+Pb+Co+Cr+Cu+Mn+Ni+V+Sn
Klasse III:	Summe Sb+Pb+Cr+Cu+Mn+Pt+Pd+Rh+V+Sn	Summe Pb+Cr+Cu+Mn	

[5]) Te = Toxizitätsäquivalente bezogen auf 2,3,7,8-TCDD
[6]) Anlagen noch in technischer Erprobung
[7]) 89/369/EWG

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

Hausmüllverbrennungsanlagen unterhalb der geforderten Grenzwerte liegen sollten. Die Umrüstung war 1989 bei 85 % der Anlagen vollzogen. Bei neu zu erstellenden Anlagen wird inzwischen die Einhaltung wesentlich niedrigerer Emissionswerte in den Genehmigungsverfahren gefordert und von den Herstellern auch garantiert (Tab. 6.2.3; vgl. auch Abschn. 5.4.7, Tab. 5.4.16 bis 5.4.18).

1757. Die anorganischen Gase HCl, HF, SO_2 und NO_x wirken lokal reizend bzw. ätzend auf die Atemwege. Für ihre Toxizität sind neben den längerfristigen Durchschnittskonzentrationen akute Belastungsspitzen von besonderer Bedeutung. Die möglichen Immissionskonzentrationen müssen daher bei diesen Stoffen immer in Zusammenhang mit der Belastungsdauer gesehen werden. In Tabelle 6.2.4 sind verschiedene Immissionsgrenzwerte zusammengefaßt, die unterschiedliche Einwirkungszeiten und unterschiedliche Schutzgüter berücksichtigen; außerdem enthält die Tabelle die in ländlichen Gebieten und in Ballungsräumen gemessenen Konzentrationen der entsprechenden Stoffe.

Tabelle 6.2.4

Bewertungsmaßstäbe für Immissionskonzentrationen anorganischer Gase und von Staub

	Einheit	HCl	HF	SO_2	NO_2	CO	Staub
MIK-Werte zum Schutz der Gesundheit							
30 min-Werte	$\mu g/m^3$	—	200	1 000 (a)	200 (b)	50 000	450
24 h-Werte	$\mu g/m^3$	—	100	300 (a)	100 (b)	10 000	150/250 (c)
MIK-Werte zum Schutz sehr empfindlicher Pflanzen (Entwurf)							
30 min-Werte	$\mu g/m^3$			250	6 000		
24 h-Werte	$\mu g/m^3$	800	1				
1-Monatsmittel	$\mu g/m^3$	100	0,25				
7-Monatsmittel	$\mu g/m^3$		0,15	50	350		
WHO-Leitlinien auf Grundlage toxikologischer und sensorischer Effekte							
10 min-Werte	$\mu g/m^3$			500		100 000 (d)	
60 min-Werte	$\mu g/m^3$			350	400	30 000	
24 h-Werte	$\mu g/m^3$			125 (e)	150	10 000 (f)	125 (e)
Jahresmittel	$\mu g/m^3$			50 (e)			50 (e)
WHO-Leitlinien auf Grundlage von Effekten an Pflanzen							
4 h-Werte	$\mu g/m^3$				95		
24 h-Werte	$\mu g/m^3$			100			
Jahresmittel	$\mu g/m^3$			30	30		
TA Luft zum Schutz vor Gesundheitsgefahren							
IW 1 (arithm. Mittelwert)	$\mu g/m^3$	100	1 (g)	140	80	10 000	150
IW 2 (98-Perzentilwert [h])	$\mu g/m^3$	200	3 (g)	400	200	30 000	300
MAK-Werte							
8 h-Mittel	$\mu g/m^3$	7 000	2 000	5 000	9 000	33 000	6 000
MAK-Werte: 100	$\mu g/m^3$	70	20	50	90	330	60
Konzentration in ländlichen Gebieten							
Jahresmittelwerte	$\mu g/m^3$	6—10 *)	≤0,1 *)	10—20 **)	0—20 **)		<20 **)
Konzentration in Ballungsgebieten							
Jahresmittelwerte	$\mu g/m^3$	25—100 *)	0,5—1 *)	60—80 **)	40—80 **)	<2 500 *)	60—80 **)

(a) gilt auch in Kombination mit dem MIK-Wert für Staub
(b) gilt auch in Kombination mit den MIK-Werten für Staub und SO_2
(c) 150 $\mu g/m^3$ bei mehreren aufeinanderfolgenden Tagesperioden, 250 $\mu g/m^3$ bei einmaliger Exposition
(d) Expositionszeit 15 min
(e) Kombination von Schwefeldioxid und Schwebstaub
(f) Expositionszeit 8 h
(g) zum Schutz vor erheblichen Nachteilen
(h) Summe der 98-Perzentilwerte aus Vor- und Zusatzbelastung

*) SRU, 1987 (Umweltgutachten 1987)
**) UBA, 1989 (Daten zur Umwelt 1988/89)

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

Bewertung von Kurzzeitbelastungen

1758. Bei der Abschätzung von kurzzeitig möglichen Belastungsspitzen ist der Rat von Garantiewerten für moderne Hausmüllverbrennungsanlagen ausgegangen (Tab. 6.2.3, Abschn. 5.4.7, Tab. 5.4.17). Garantiewerte werden normalerweise für das Tagesmittel angegeben. Kurzzeitig können durch die Inhomogenität der Abfallzusammensetzung und der Verbrennungsbedingungen höhere Konzentrationen auftreten, die bei der Bewertung berücksichtigt werden müssen. Da die für das Tagesmittel genehmigten Emissionswerte im Halbstundenmittel bis zum doppelten Wert überschritten werden dürfen, sind als Ausgangswerte für die Berechnung der Kurzzeitbelastung die doppelten Garantiewerte eingesetzt worden. Neben diesen Werten sind in Tabelle 6.2.5 die Halbstundenmittelwerte aufgeführt, die nach der TA Luft bzw. dem Entwurf der 17. BImSchV einzuhalten sind.

Da bei kurzen Bewertungszeiträumen extreme Wetterlagen mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen eine größere Bedeutung besitzen, wird zur Abschätzung der Immissionskonzentrationen ein Emissions-Immissions-Verhältnis von 1 000 verwendet, wodurch selbst kurzzeitige Spitzenbelastungen eher über- als unterschätzt werden sollten (Tz. 1753). Die unter diesen Annahmen errechneten Immissionszusatzbela-

Tabelle 6.2.5

Kurzzeitige Immissionszusatzbelastung durch Hausmüllverbrennungsanlagen (MVA) und ihre Bewertung

	Einheit	HCl	HF	SO_2	NO_2 *)	CO	Staub
Emission (E)							
moderne MVA:							
Garantiewerte (Tagesmittelwerte)	mg/m³	5	0,5	25	100	50	10
1/2 h-Maximum (2faches Tagesmittel)	mg/m³	10	1	50	200	100	20
TA Luft (1/2 h-Mittelwerte)	mg/m³	100	4	200	1 000	200	60
17. BImSchV (1/2 h-Mittelwerte)	mg/m³	60	4	200	400	100	60
Immission (I) kurzzeitiges Immissionsmaximum (aus 1/2 h-Wert) unter Annahme eines E/I-Verhältnisses von 1 000							
moderne MVA	µg/m³	10	1	50	200	100	20
bei Ausschöpfung der TA Luft	µg/m³	100	4	200	1 000	200	60
bei Ausschöpfung der 17. BImSchV	µg/m³	60	4	200	400	100	60
MIK-Werte zum Schutz der Gesundheit							
30 min-Werte	µg/m³	—	200	1 000	200	50 000	450
WHO-Luftleitlinien für toxische Schadstoffe							
60 min-Werte	µg/m³	—	—	350	400	30 000	—
10 min-Werte	µg/m³	—	—	500	—	—	—
MIK-Werte zum Schutz sehr empfindlicher Pflanzen							
30 min-Werte	µg/m³	800	1	—	—	—	—
WHO-Luftleitlinien bezogen auf Vegetation							
4 h-Werte	µg/m³	—	—	—	95	—	—
Belastung in Ballungsräumen **)	µg/m³	25—100	0,5—1	60—80	40—80	<2 500	60—80

*) unter der Annahme einer vollständigen Umwandlung von NO in NO_2
**) aus „Daten zur Umwelt 1988/89" (UBA 1989)
Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

stungen sind in Tabelle 6.2.5 den Immissionswerten zur Bewertung von Kurzzeitbelastungen gegenübergestellt.

1759. Der Vergleich läßt erkennen, daß bei Anwendung der derzeit verfügbaren Abgasreinigungstechniken auch unter extrem ungünstigen Wetterbedingungen eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch anorganische Gase aus Hausmüllverbrennungsanlagen nicht zu erwarten ist, solange die bereits bestehende Belastung nicht erhöht ist. Dieser Beurteilung liegen jedoch Garantiewerte zugrunde, die teilweise erheblich kleiner sind als die nach der TA Luft zulässigen Kurzzeitwerte. Werden die Werte der TA Luft ausgeschöpft, sind für Stickstoffdioxid (NO_2) Emissions-Immissions-Verhältnisse von mindestens 5000 notwendig, um in bisher unbelasteten Gebieten die MIK-Werte zum Schutze der Gesundheit zu unterschreiten. Dies dürfte bei den meisten Hausmüllverbrennungsanlagen wohl gewährleistet sein; auch ist darauf hinzuweisen, daß bei Hausmüllverbrennungsanlagen der überwiegende Teil der Stickstoffoxide bei der Emission aus dem weniger giftigen Stickstoffmonoxid (NO) besteht. Dieses wird an der Luft aber zu Stickstoffdioxid oxidiert, wobei konventionsgemäß ein Umwandlungsgrad von 60% angenommen wird, der aber unter Kurzzeitbedingungen in unmittelbarer Umgebung der Hausmüllverbrennungsanlagen möglicherweise nicht erreicht wird. Außerdem ist im MIK-Kurzzeitwert für NO_2 (200 $\mu g/m^3$) ein gewisser Sicherheitsfaktor enthalten. Von der WHO wird vor dem gleichen wissenschaftlichen Hintergrund ein Leitwert für das 1-Stunden-Mittel von 400 $\mu g/m^3$ empfohlen; dieser Wert basiert auf Beeinträchtigungen der Lungenfunktion bei Asthmatikern, die bei einer NO_2-Konzentration von 560 $\mu g/m^3$ beobachtet wurden (WHO, 1987b). Biochemische Veränderungen wurden aber bereits ab etwa 380 μg NO_2/m^3 beobachtet (BMU, 1987); selbst die Exposition gegenüber 140 μg NO_2/m^3 führte in weniger als 30 Minuten noch zu einer Beeinträchtigung der Dunkeladaptation (VDI-Richtlinie 2310, Blatt 12).

Auch wenn kurzfristige Zusatzbelastungen in dieser Höhe durch Stickstoffoxide aus Hausmüllverbrennungsanlagen ohne Entstickungseinrichtungen unwahrscheinlich sind und die Krankheitsrelevanz der dabei auftretenden Symptome fraglich ist, darf nicht übersehen werden, daß im Vergleich zu anderen anorganischen Schadgasen beim Stickstoffdioxid das Verhältnis zwischen zulässiger Emissionskonzentration und bedenklicher Immissionskonzentration am ungünstigsten ausfällt. Minimierungsmaßnahmen sollten alle anorganischen Gase in gleichem Maße betreffen. Eine einseitige Ausrichtung der Emissionsminderung unter Ausklammerung der Stickstoffoxide, wie sie am deutlichsten im Vorschlag der EG-Richtlinie, aber auch in den Grenzwerten der TA Luft zum Ausdruck kommt, läßt sich mit toxikologischen Argumenten nicht rechtfertigen. Der Rat begrüßt aus diesem Grund die inzwischen in den Entwurf der 17. BImSchV aufgenommene Absenkung der Emissionswerte für Stickstoffoxide und unterstützt Maßnahmen zur Emissionsminderung von Stickstoffoxiden, insbesondere dann, wenn Hausmüllverbrennungsanlagen in Ballungsgebieten errichtet werden, in denen die bestehende Belastung bereits hoch ist.

1760. Allgemein sollte das Ziel nicht darin gesehen werden, durch stärkere Verdünnung, d. h. durch stärkere Ausbreitung, die Immissionen zu mindern, sondern technische Maßnahmen zu ergreifen, um die Emissionen zu reduzieren.

Bewertung von Langzeitbelastungen

1761. Zur Abschätzung der durchschnittlichen Belastung über größere Zeiträume können Emissions-Immissions-Verhältnisse im Bereich von 100 000 und darüber angenommen werden (Tz. 1754). Wie aus Tabelle 6.2.6 hervorgeht, betragen bei modern ausgerüsteten Hausmüllverbrennungsanlagen die zusätzlichen durchschnittlichen Immissionsbelastungen auch im Gebiet des Immissionsmaximums der Anlagen weniger als 1% der Werte, bei deren Einhaltung ein gesundheitliches Risiko ausgeschlossen sein sollte. Beim Erreichen der Emissionshöchstwerte der TA Luft liegt die Zusatzbelastung durch NO_2 bei weniger als 5% des MIK-Wertes, beim Wert nach der 17. BImSchV noch darunter. Die damit verbundene Luftbelastung muß selbst im Vergleich zu unbelasteten Gebieten als gering eingestuft werden.

1762. Einen quantitativen Vergleich der Schadgasemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen und aus anderen Emittenten zeigt Tabelle 6.2.7. Gemessen an den Gesamtemissionen fallen die Anteile der aus Hausmüllverbrennungsanlagen stammenden Schadgase wenig ins Gewicht. Lediglich der Ausstoß von HCl stellte 1986 mit ca. 10% einen relevanten Faktor dar. Hausmüll enthält im Vergleich zu fossilen Brennstoffen wesentlich mehr Chlor, das etwa zu gleichen Teilen aus PVC wie aus anorganisch gebundenem Chlorid stammt. Daher wird in Hausmüllverbrennungsanlagen Chlorwasserstoff in wesentlich höheren Konzentrationen als bei der Verbrennung fossiler Energieträger gebildet. Mit zunehmendem Ausbau der Abgasreinigung ist hier mit einem weiteren Rückgang der Emissionen zu rechnen, wobei aber eine Problemverlagerung in den Abwassersektor beachtet werden muß (Abschn. 6.2.2.7).

1763. Insgesamt tragen die aus modernen Hausmüllverbrennungsanlagen frei werdenden anorganischen Gase zur Luftbelastung somit wenig bei. Durch den Einsatz moderner Rauchgasreinigungseinrichtungen sind auch unter extremen Bedingungen in der direkten Umgebung der Anlagen keine schädlichen Immissionskonzentrationen der anorganischen Schadgase zu befürchten. Durch die Fortschritte in der technischen Entwicklung werden bei Neuanlagen inzwischen Emissionshöchstwerte garantiert, die teilweise erheblich unter den Grenzwerten sowohl der TA Luft als auch des Entwurfs zur 17. BImSchV liegen. Aus Gründen der allgemeinen Umwelthygiene begrüßt der Rat diese Entwicklung und hält Überlegungen für sinnvoll, wie eine schnellere Anpassung der Emissionsgrenzwerte an den sich weiterentwickelnden Stand der Technik gewährleistet werden kann.

Tabelle 6.2.6

Durchschnittliche Immissionszusatzbelastung durch Hausmüllverbrennungsanlagen (MVA) und ihre Bewertung (Langzeitwerte)

	Einheit	HCl	HF	SO_2	NO_2*)	CO	Staub
Emission (E)							
moderne MVA:							
Garantiewerte (Tagesmittelwerte)	mg/m³	5	0,5	25	100	50	10
TA Luft (Tagesmittelwerte)	mg/m³	50	2	100	500	100	30
Entwurf 17. BImSchV (Tagesmittelwerte)	mg/m³	10	1	50	200	50	10
Immission (I)							
durchschnittliches Immissionsmaximum (Langzeitmittel) unter Annahme einer Verdünnung von 1 : 100000							
moderne MVA	µg/m³	0,05	0,005	0,25	1	0,5	0,1
bei Ausschöpfung der TA Luft	µg/m³	0,5	0,02	1	5	1	0,3
bei Ausschöpfung der 17. BImSchV	µg/m³	0,1	0,01	0,5	2	0,5	0,1
IW1 (Mittelwert)	µg/m³	100	—	140	80	10 000	150
MIK-Werte zum Schutz der Gesundheit							
24 h-Werte	µg/m³	—	100	300	100	10 000	300
WHO-Luftleitlinien für toxische Schadstoffe							
24 h-Werte	µg/m³	—	—	125***)	150	10 000	125***)
Jahres-Mittelwerte	µg/m³	—	—	50***)	—	—	50***)
MAK-Wert dividiert durch 100	µg/m³	70	20	50	90	330	60
MIK-Werte zum Schutz sehr empfindlicher Pflanzen							
24 h-Werte	µg/m³	800	1	—	—	—	—
7 Monatsmittelwerte	µg/m³	100	—	—	—	—	—
1 Monatsmittelwerte	µg/m³	—	0,15	50	350	—	—
WHO-Luftleitlinien bezogen auf Vegetation							
24 h-Werte	µg/m³	—	—	100	—	—	—
Jahresmittelwerte	µg/m³	—	—	30	30	—	—
Vergleichswerte in ländlichen Gebieten**)	µg/m³	6—10	≤0,1	10—20	0—20		<20

*) unter der Annahme einer vollständigen Umwandlung von NO in NO_2

**) aus „Daten zur Umwelt 1988/1989" (UBA 1989)

***) bei gleichzeitiger Exposition gegenüber SO_2 und Staub

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

Tabelle 6.2.7

Anteil der Emissionen von Hausmüllverbrennungsanlagen an den Gesamtemissionen anorganischer Gase und von Staub

(Werte von 1986 in kt/a bei 47 Hausmüllverbrennunganlagen)

	Hausmüll-verbrennungs-anlagen*)	%	Kraftwerke	%	Verkehr	%	insgesamt	%
HCl*)	13,5	*10,4*	93,5	*71,9*			130	*100*
HF*)	0,18	*1,5*	7	*59,3*			11,8	*100*
SO_2	13,5	*0,6*	1 350	*61,4*	110	*5,0*	2 200	*100*
NO_x	11,3	*0,4*	730	*24,3*	18 000	*60,0*	3 000	*100*
CO_2*)	10 000	*1,4*	254 000	*34,3*	125 000	*16,9*	740 000**)	*100*
CO	8,1	*0,1*	45	*0,5*	6 570	*73,8*	8 900	*100*
Staub	2,26	*0,4*	85	*15,5*	72	*13,1*	550	*100*

*) nach Berechnungen des UBA (siehe auch BARNISKE, 1987)
**) aus Verbrennung fossiler Energieträger
Sonstige Angaben gemäß 4. Immissionsschutzbericht der Bundesregierung (BT-Drucksache 11/2714
Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

Ökotoxikologische Bewertung

1764. Unter der Annahme eines — bei den meisten Hausmüllverbrennungsanlagen eher unwahrscheinlichen, d. h. zu niedrigen — Emissions-Immissions-Verhältnisses von 1 000 für Kurzzeitwerte (s. Tz. 1753) sind kurzfristig Immissionsbelastungen durch Fluorwasserstoff und Stickstoffoxide in einer Größenordnung denkbar, bei denen ein Schutz besonders empfindlicher Pflanzen nicht sicher gewährleistet ist (Tab. 6.2.5); dies gilt unter Umständen für Anlagen mit niedrigen Schornsteinen, die noch keine modernen Abgasreinigungstechniken anwenden. Dagegen sind schädigende Langzeitbelastungen selbst bei sehr empfindlichen Pflanzen durch anorganischen Gase aus Hausmüllverbrennungsanlagen nicht zu erwarten (Tab. 6.2.6).

1765. Im Hinblick auf den globalen Treibhauseffekt stellt sich die Frage nach den Kohlendioxidemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen. Durch die Verbrennung entstehen aus einer Tonne Hausmüll bei einem Kohlenstoffgehalt von 25 Gewichtsprozent etwa 900 kg Kohlendioxid; die jährliche Gesamtemission an Kohlendioxid aus Hausmüllverbrennungsanlagen in der Bundesrepublik liegt unter 10 Mio. t. Gegenüber den Gesamtemissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger macht dies ca. 1 % aus (Tz. 1968).

1766. Die gasförmigen Emissionen von HCl, HF, SO_2, und NO_x können bei der Reaktion mit Luftsauerstoff und Wasser zu Salzsäure, Flußsäure, Schwefelsäure und Salpetersäure umgewandelt werden und damit beim Abregnen zur Bodenversauerung beitragen. Mengenmäßig treten die aus Abfallverbrennungsanlagen emittierten säurebildenden Stoffe gegenüber denen aus Kohlekraftwerken in den Hintergrund (Tab. 6.2.7).

Wie Tabelle 6.2.8 zeigt, bilden die Stickstoffoxide das größte Potential an säurebildenden Stoffen aus Haus-

Tabelle 6.2.8

Säurebildende Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen

Jahr	HCl	HF	SO_2 (H_2SO_4)	NO_2 (HNO_3)	Summe
	(Angaben in Mio. mol Protonen/Jahr)*)				
1980	673	13	493	207	1 385
1986	371	9	421	245	1 046
1990 (geschätzt)	110	6	249	250	615
1995 (geschätzt)	41	3	143	250	437

*) bei der Reaktion der Substanzen mit Wasser
Quelle: SRU, eigene Berechnungen nach Angaben des UBA

müllverbrennungsanlagen. Darüber hinaus führen diese zu einem unerwünschten Nährstoffeintrag in die Umwelt. Aus diesem Grund sollten Stickstoffoxide aus Hausmüllverbrennungsanlagen einer ähnlich strengen Emissionsbegrenzung wie die anderen anorganischen Gase unterliegen.

6.2.2.4 Belastung durch luftgetragene Metallemissionen

1767. Mit Ausnahme von Quecksilber werden Metalle bei der Hausmüllverbrennung vorwiegend partikelgebunden emittiert, häufig in Form ihrer verhältnismäßig leicht flüchtigen und meist auch gut wasserlöslichen Chloride. Die Höhe der Emissionen hängt daher außer vom Metalleintrag mit den Abfällen und von den Verbrennungstemperaturen vor allem vom Wirkungsgrad der Filter bzw. der Abgaswäsche ab. Die an verschiedenen Anlagen gemessenen Emissionskonzentrationen können sich daher um mehrere Zehnerpotenzen unterscheiden; sie liegen bei einzelnen Schwermetallen im Bereich von wenigen Milligramm bis deutlich unterhalb des µg-Bereichs pro m^3 Luft (FAHLENKAMP und GLINKA, 1988; MÜLLER, 1985; VEHLOW und VOGG, 1985; Kap. 5.4).

Tabelle 6.2.9

Immissionszusatzbelastung durch Metalle aus Hausmüllverbrennungsanlagen (MVA) und ihre Bewertung

	Einheit	Antimon	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber
Emission									
moderne MVA (Garantiewerte) *)	mg/m^3	0,5	0,3	0,5	0,05	0,5	0,5	0,3	0,05
bei Ausschöpfung der Werte der TA Luft	mg/m^3	5 (a)	1 (b)	5 (a)	0,2 (c)	5 (a)	5 (a)	1 (b)	0,2 (c)
bei Ausschöpfung der Werte des Entwurfes der 17. BImSchV	mg/m^3	1 (d)	1 (d)	1 (d)	0,1 (e)	1 (d)	1 (d)	1 (d)	0,1
Immissionszusatzbelastung bei einem Emissions-Immissions-Verhältnis von 100 000									
moderne MVA (aus Garantiewerten)	ng/m^3	5	3	5	0,5	5	5	3	0,5
bei Ausschöpfung der Werte der TA Luft	ng/m^3	50	10	50	2	50	50	10	2
bei Ausschöpfung der Werte des Entwurfes der 17. BImSchV	ng/m^3	10	10	10	1	10	10	10	1
Bewertungsmaßstäbe									
MIK-Werte des VDI	ng/m^3	—	—	1 500 [j]	50 [t]	—	—	—	—
Luftleitlinien der WHO (Jahresmittelwerte)	ng/m^3	—	—	1 000	1—5 [l]	—	—	—	1 000
1/100 des MAK-Wertes	ng/m^3	5 000 [kb]	[k]	1 000	[k]	1 000 [kb]	1 000	[k]	1 000
Konzentration in ländlichen Gebieten **)	ng/m^3	0,5—2	1—5	20—60	0,2—2	1—5	1—10	1—10	0,05—3

*) MVA Coburg **) Daten zur Umwelt 1988/89 (UBA, 1989)
a: Summenwert für Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, Pt, Pd, Rh, V, Sn, Cyanide, Fluoride b: Summenwert für As, Co, Ni, Se, Te c: Summenwert für Cd, Hg, Tl d: Summenwert für Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn
e: Summenwert für Cd und Tl
kb: krebserzeugende Substanz, MAK-Wert nur für bestimmte Verbindungen aufgestellt
k: krebserzeugende Substanz, daher kein MAK-Wert aufgestellt
j: Jahresmittelwert
t: Tagesmittelwert
l: für ländliche Gebiete

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

1768. In der TA Luft werden für staubförmige Metalle Emissionsgrenzwerte als Summenwerte angegeben, wobei drei verschiedene Klassen gebildet werden (Tab. 6.2.9). Im Entwurf der 17. BImSchV werden für Quecksilber und für die Summe von Cadmium und Thallium Emissionsgrenzwerte von jeweils 0,1 µg/m³ aufgeführt, für eine Reihe weiterer Metalle ist ein Summengrenzwert von 1 µg/m³ vorgesehen. In modernen Hausmüllverbrennungsanlagen werden ähnlich niedrige Summengrenzwerte garantiert (Abschn. 5.4.7, Tab. 5.4.17); selten werden für einzelne Metalle Garantiewerte genannt.

1769. Bei der toxikologischen Bewertung der Metallemissionen spielen weniger momentane Belastungsspitzen, als vielmehr die zeitlich gemittelten Durchschnittskonzentrationen eine Rolle, da im fraglichen Konzentrationsbereich nur Wirkungen zu erwarten sind, wenn es durch langdauernde Aufnahme zu einer Akkumulation der Schadstoffe kommen kann. Es kann mit Verdünnungen um mehr als fünf Zehnerpotenzen zwischen Emissions- und Immissionskonzentrationen gerechnet werden (Tz. 1754).

1770. Toxikologisch begründete Immissionsgrenzwerte sind für Blei, Cadmium und Quecksilber erarbeitet worden (Tab. 6.2.9); Anhaltspunkte zur Bewertung einiger weiterer Metalle ergeben sich aus dem hundertsten Teil der entsprechenden MAK-Werte. Wie in Tabelle 6.2.9 dargestellt, liegen die Immissionsbelastungen durch moderne Hausmüllverbrennungsanlagen weit unterhalb dieser Beurteilungswerte. Die Emissionen führen zu zusätzlichen Immissionskonzentrationen, die in der gleichen Größenordnung wie in ländlichen Gebieten liegen.

1771. Einer besonderen Beurteilung müssen krebserzeugende Metallverbindungen unterzogen werden. In den Emissionen von Hausmüllverbrennungsanlagen sind Verbindungen von Antimon, Arsen, Cadmium, Chrom und Nickel von Bedeutung. Mit Ausnahme von Arsen ist bei diesen Metallen die kanzerogene Wirkung auf die inhalative Aufnahme beschränkt. Eine Quantifizierung des kanzerogenen Risikos mit entsprechender Prioritätensetzung ist auf dem derzeitigen Wissensstand bisher nur eingeschränkt möglich. Vom Regionalbüro Europa der WHO werden in den „Air quality guidelines for Europe" (WHO, 1987b) vorläufige Schätzungen für das Lungenkrebsrisiko bei folgenden Metallen angegeben (Unit Risk bei 1 µg/m³): Arsen ($4 \cdot 10^{-3}$), Chrom (VI) ($4 \cdot 10^{-2}$) und Nickel ($4 \cdot 10^{-4}$). Das kanzerogene Potential von Chrom(VI)haltigen Stäuben wäre demnach im Vergleich zu Arsenstäuben 10fach und im Vergleich zu Nickelstäuben 100fach höher.

Die Zuordnung dieser Metalle zu den verschiedenen Emissionsklassen der TA Luft ist auf dieser Grundlage nicht nachvollziehbar; sie berücksichtigt nicht die unterschiedliche Wirkungsstärke der krebserzeugenden Metalle.

Im folgenden wird auf einige häufiger vorkommende bzw. kanzerogene Metalle näher eingegangen.

Antimon

1772. Antimon (Sb) wird in der TA Luft der Emissionsklasse III mit einem Summenemissionsgrenzwert von 5 mg/m³ zugeordnet. Messungen an einer Hausmüllverbrennungsanlage mit Elektrofilter ergaben Reingaskonzentationen von 300 µg/m³, wobei nahezu die gesamte Antimonmenge an Feinstaub gebunden vorlag (VEHLOW und VOGG, 1985). Bei dieser Emissionshöhe sind Zusatzbelastungen in der Größenordnung der bereits bestehenden Belastung von 0,5 bis 2 ng Sb/m³ in der Umgebung von Hausmüllverbrennungsanlagen möglich. Beim Verbrennungsprozeß dürfte der größte Teil in Antimon(III)oxid umgewandelt werden.

1773. Antimon(III)oxid, in Form atembarer Stäube, hat sich im Tierversuch unter Bedingungen, die einer möglichen Exposition des Menschen vergleichbar sind, eindeutig als krebserzeugend erwiesen; aus epidemiologischen Studien gibt es Hinweise auf ein erhöhtes Lungenkrebsrisiko bei Arbeitern in der Antimonproduktion (DFG, 1983). Aus diesem Grund ist Antimon(III)oxid in die Gruppe A 2 der krebserzeugenden Arbeitsstoffe aufgenommen worden, für die keine MAK-Werte angegeben werden. Quantitative Angaben über das Krebsrisiko des Menschen, das einer bestimmten Luftkonzentration zugeordnet werden kann, sind für Antimon(III)oxid derzeit nicht möglich. Wegen des kanzerogenen Potentials unterliegen die Antimonemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen in besonderem Maße dem Minimierungsgebot.

Arsen

1774. In der TA Luft wird Arsen (As) in die Klasse II mit einem Summenemissionsgrenzwert von 1 mg/m³ eingereiht. Eine Einhaltung dieses Grenzwertes scheint keine Probleme zu bereiten; Angaben über Arsenemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen sind jedoch selten. In einer Anlage, die mit Gewebefiltern ausgestattet ist, wurden Reingaskonzentrationen von 315 ng/m³ bestimmt (FAHLENKAMP und GLINKA, 1988). Bei Emissionen in dieser Höhe ist die zu erwartende Immisionszusatzbelastung vernachlässigbar; bei Auslastung der Grenzwerte der TA Luft bzw. des Entwurfs der 17. BImSchV wären allerdings zusätzliche Immissionskonzentrationen in der Größenordnung der in ländlichen Gebieten bestehenden Arsenbelastung von 1 bis 5 ng/m³ (SAVORY und WILLS, 1984) möglich.

1775. Dreiwertige Arsenverbindungen haben sich als krebserzeugend für den Menschen erwiesen; im Gegensatz zu anderen krebserzeugenden Metallverbindungen führt hier auch die orale Aufnahme zu einer Erhöhung des Risikos. Gegenüber der Aufnahme aus der Nahrung und dem Trinkwasser, die für einen Erwachsenen bei durchschnittlicher Ernährung zwischen 30 und 150 µg, maximal bis zu 350 µg pro Tag beträgt (BMU, 1987; OHNESORGE, 1985), spielt die Aufnahme aus der Luft in diesem Fall eine sehr untergeordnete Rolle; bei 5 ng/m³ beträgt sie 0,1 µg/Tag.

1776. Bei Immissionszusatzbelastungen in gleicher Höhe wie die vorgegebene Belastung in ländlichen Gebieten sind zusätzliche Bodenbelastungen durch Depositionsvorgänge zu erwarten, die zu einer Verdoppelung der Belastung führen könnten. Damit ist

bei Ausschöpfung des Summenemissionsgrenzwertes der TA Luft ausschließlich durch Arsen über Depositionsvorgänge im ungünstigsten Falle eine Verdoppelung der mittleren Arsenaufnahme über Nahrungsmittel möglich. Während das mit der Arsenaufnahme verbundene Krebsrisiko damit entsprechend erhöht wird, sind direkte Vergiftungserscheinungen nicht zu erwarten. Wegen der kanzerogenen Wirkung gilt gegenüber den Arsenemissionen grundsätzlich das Gebot der Minimierung; der Summengrenzwert der TA Luft bzw. des Entwurfs zur 17. BImSchV erscheint hierzu unzureichend.

Blei

1777. Die Bleiemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen liegen, gemessen an der gesamten in der Bundesrepublik emittierten Bleifracht, unter 1 % (EWERS und SCHLIPKÖTER, 1984). Da die Immissionen auch unter ungünstigen Bedingungen in der Nähe von Hausmüllverbrennungsanlagen weit unterhalb der MIK-Werte liegen und zu keiner wesentlichen Überschreitung der in ländlichen Bereichen gegebenen Belastung führen, Blei auch keine kanzerogenen Eigenschaften besitzt, liegt diesbezüglich keine besondere Belastungssituation vor.

Cadmium

1778. Eine Unterschreitung des MIK-Wertes von 50 ng/m^3 für Cadmium (Cd) ist in der Umgebung von Hausmüllverbrennungsanlagen bei emissionsseitiger Einhaltung des Summengrenzwertes der TA Luft von 0,2 mg/m^3 ohne weiteres möglich. Bei Anwendung effektiver Rauchgasreinigungsmaßnahmen mit Emissionswerten unter 1 µg/m^3 tritt eine erkennbare Zusatzbelastung über die in ländlichen Gebieten vorhandene Konzentration von 0,2 bis 2 ng/m^3 nicht auf. In einer Pilotstudie (JOCKEL et al., 1985) zur möglichen Cadmiumbelastung durch Hausmüllverbrennungsanlagen wird festgestellt, daß bei einer Emissionskonzentration von 0,053 mg Cd pro m^3 eine maximale Zusatzbelastung von 0,1 ng/m^3 resultiert, entsprechend ca. 10 % der in ländlichen Gebieten herrschenden Belastung.

1779. Für ländliche Gebiete kann eine Depositionsrate von Cadmium zwischen 1 und 5 µg/$m^2 \cdot$ d angenommen werden (SRU, 1987); die maximale Zusatzbelastung durch Hausmüllverbrennungsanlagen liegt um eine Größenordnung darunter. Die sich daraus ergebende zusätzliche Bodenbelastung ist relativ gering. Aufgrund der hohen Mobilität von Cadmium im Boden und des hohen Transferfaktors in Pflanzen (Tz. 1694) können bei langjähriger Emission zusätzlich ca. 0,03 mg Cd pro kg Trockenmasse in Pflanzen aufgenommen werden; dies macht, bezogen auf das Frischgewicht, jedoch höchstens 5 % der Lebensmittelrichtwerte des Bundesgesundheitsamtes aus (JOCKEL et al., 1985).

1780. Aus Hausmüllverbrennungsanlagen wird Cadmium vorwiegend als Oxid, gebunden an lungengängigen Partikeln, emittiert (STOEPPLER, 1984). Neben Cadmiumchlorid, das möglicherweise ebenfalls in den Emissionen enthalten ist, haben sich Cadmiumoxide und andere cadmiumhaltige Verbindungen in Form atembarer Stäube im Tierversuch als kanzerogen, nämlich als Verursacher von Lungenkrebs, erwiesen (OLDIGES et al., 1986). Aus diesem Grund ist eine Minimierung der Cadmiumemissionen geboten.

1781. Der Anteil der Cadmiumemissionen aus der Hausmüllverbrennung betrug in der Bundesrepublik in den Jahren zwischen 1977 und 1981 mit ca. 5 t/a etwa 6 % der gesamten Cadmiumfreisetzung in die Luft (STOEPPLER, 1984). Aufgrund der seither verschärften Emissionsgrenzwerte wird inzwischen bei den Hausmüllverbrennungsanlagen ein Emissionsrückgang um ca. 60 % auf 2 t/a geschätzt (LOHRER und PLEHN, 1987). Die Angaben über die Cadmiumemissionen aus anderen Quellen, wie aus der Metallindustrie, der Glas- und Zementherstellung und aus Kohlefeuerungen, schwanken sehr stark; sie liegen zwischen 20 und 80 t/a (LOHRER und PLEHN, 1987). Damit dürfte der Anteil der Cadmiumemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen zur Zeit zwischen 2,5 und 10 % der Gesamtbelastung ausmachen. Bei effektiver Feinstaubabscheidung ist jedoch eine deutliche Senkung dieses Anteils erreichbar.

1782. Aus einer Zusatzbelastung von 2 ng Cd/m^3 Luft (ungünstigste Situation bei einseitiger Ausschöpfung des Gruppengrenzwertes für Schwermetalle der Klasse I der TA Luft durch Cadmium) läßt sich bei einer Geschwindigkeit von 1,2 cm/s für die trockene Deposition ein zusätzlicher Eintrag von ca. 2 µg CD pro m^2 und Tag errechnen, durch nasse Deposition verdoppelt sich dieser Wert ungefähr. Bei einer bearbeiteten Bodenschicht von 20 cm Tiefe würde es daher — ohne Berücksichtigung von Auswaschungen aus dem Boden — mindestens 150 Jahre dauern, bis der von der LÖLF für landwirtschaftlich genutzte Böden vorgeschlagene Prüfwert von 1 mg CD kg Boden erreicht wird; der im Hinblick auf die Bodenaufnahme durch Hand-zu-Mund-Kontakt bei Kindern abgeleitete Prüfwert von 10 mg CD kg Boden (SRU, 1989, Abschn. 2.6.3, Tab. 2.18) wäre erst nach 1500 Jahren erreicht. Für Weidepflanzen kann bei einem Ertrag von 0,2 kg Trockenmasse/m^2 pro Weidegang und einer effektiven Verweildauer auf den Pflanzen von 15 Tagen eine Zusatzbelastung von maximal 200 µg CD kg Pflanzen resultieren. Dadurch kann die maximale Immissionsrate (MIR) für Schweine- und Geflügelfutter, für die vom VDI ein Wert von 500 µg Cd/kg Futter (für übriges Viehfutter 1000 µg Cd/kg) empfohlen wurde (VDI-Richtlinie 2310, Blatt 28, Entwurf), durch Immissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen im ungünstigsten Fall zu 40 % ausgelastet werden.

1783. Dennoch sollte angesichts der im Umweltgutachten 1987 (SRU, 1987, Tz. 1322) konstatierten hohen Cadmiumbelastung der Umwelt jede Möglichkeit zur Verminderung der Cadmiumemissionen genutzt werden. Neben technischen Maßnahmen, durch die der Summengrenzwert der TA Luft weit unterschritten werden kann, läßt sich eine Emissionsminderung auch durch eine Verringerung des Cadmiumeintrags in den Abfall, beispielsweise durch Einschränkung der Verwendung vpn Cadmium in Batterien oder als Stabilisator in Kunststoffen, erreichen (vgl. Abschn. 4.5.2.4).

Chrom

1784. Bei einer angenommenen mittleren Emissionsrate von 0,5 mg Cr/m^3 beträgt der Anteil der Hausmüllverbrennungsanlagen an den gesamten Chromemissionen von ca. 700 t/a (GAUGLHOFER, 1984) weniger als 5%. Die stabilste Oxidationsstufe stellt beim Chrom die dreiwertige Form dar. Durch die Verbrennung wird aber die Bildung der höheren, sechswertigen Oxidationsstufe begünstigt; so wird aus Hausmüllverbrennungsanlagen das leichtflüchtige Chromylchlorid (CrO_2Cl_2) emittiert (GAUGLHOFER, 1984). Sechswertige Chromverbindungen haben sich beim Menschen als kanzerogen erwiesen. Aus diesem Grund gilt es auch hier, einer Gefährdung durch Minimierung der Chromemissionen entgegenzuwirken.

Nickel

1785. Die gleiche Forderung ist auch bezüglich der Nickelemissionen zu erheben, da verschiedene Nickelverbindungen, darunter Nickeloxid, sich in Form atembarer Stäube als krebserzeugend erwiesen haben. Aus diesem Grund wird für Nickel auch keine maximale Arbeitsplatzkonzentration (MAK-Wert), sondern eine Technische Richtkonzentration (TRK-Wert) angegeben (DFG, 1990). Der Anteil der Hausmüllverbrennungsanlagen an der Gesamtemission von 670 t Nickel pro Jahr (BMU, 1987) dürfte in der gleichen Größenordnung liegen wie bei Chrom.

Quecksilber

1786. Im Gegensatz zu den anderen Metallen wird Quecksilber (Hg) wegen seines niedrigen Dampfdruckes vorwiegend gasförmig als Metalldampf (Hg^o) oder als Chlorid ($HgCl_2$) aus Hausmüllverbrennungsanlagen freigesetzt (EINENKEL und WAGENKNECHT, 1986). Selbst bei gut ausgerüsteten Anlagen mit nasser Rauchgaswäsche werden meist mehr als 10% des im Hausmüll enthaltenen Quecksilbers mit dem Reingas emittiert (Abschn. 5.4.6 und Tab. 5.4.14). Weitere Maßnahmen zur Emissionsminderung werden zur Zeit jedoch erprobt (Abschn. 5.4.7, Tab. 5.4.16).

Während sich der Emissionsgrenzwert der TA Luft von 0,2 mg/m^3 nur auf partikelförmige Emissionen bezieht und gasförmiges Quecksilber nicht erfaßt, sieht der Entwurf der 17. BImSchV einen Emissionsgrenzwert von 0,1 mg/m^3 für die Summe aller Quecksilberemissionen vor und bedeutet damit eine wesentliche Verschärfung.

1787. Auch bei den derzeitigen Emissionskonzentrationen wird eine sichere Unterschreitung des MAK-Wertes für Quecksilber unter den hundertsten Teil in der Umgebung von Hausmüllverbrennungsanlagen erreicht, so daß über die Atmung keine gesundheitsgefährdenden Mengen aufgenommen werden. Bei einem Emissions-Immissions-Verhältnis von 100 000 für längere Mittelungszeiträume bewegen sich die zusätzlichen Immissionsbelastungen in der gleichen Größenordnung wie die in ländlichen Gebieten bereits vorhandene Belastung. Dementsprechend sind meßbare zusätzliche Depositionen im Nahbereich von Hausmüllverbrennungsanlagen möglich.

1788. Ca. 90% der Quecksilberaufnahme erfolgt beim Menschen über die Nahrung, woran vor allem organische Quecksilberverbindungen, wie Methylquecksilber aus Fischen, beteiligt sind. Ca. 10% werden über die Atmung aufgenommen. Abhängig von der Menge an verzehrtem Fisch werden damit ungefähr 50% der wöchentlich duldbaren Aufnahmemenge ausgeschöpft (GREENWOOD und von BURG, 1984; KLEIN und WEIGERT, 1987). Wegen des geringen Transferfaktors vom Boden in die Pflanzen ist eine erhöhte Bodenbelastung für die Belastung der Pflanzen nicht von großer Bedeutung. Durch die hohe Flüchtigkeit von metallischem Quecksilber kommt es jedoch auch nach der Deposition zu einer weiteren Verteilung in der Umwelt. Mikrobielle Prozesse führen gleichzeitig zu einer Umwandlung in das giftigere, stark akkumulierende Methylquecksilber. Daher ist für eine Risikobetrachtung der Anteil der Hausmüllverbrennung an den gesamten Quecksilberemissionen von Interesse.

1789. Für 1986 werden die Quecksilberemissionen in die Luft auf 30 bis 90 t pro Jahr geschätzt (BMU, 1990). In den häuslichen Abfall wandern jährlich ca. 200 t Hg (POHL und ESSER, 1988), etwa 30% davon kommen zur Verbrennung. Bei einem durchschnittlichen Abscheidegrad zwischen 50 und 80% (EINENKEL und WAGENKNECHT, 1986) werden demnach jährlich 12 bis 30 t Hg, nach Schätzungen des UBA (BMU, 1990) 10 bis 20 t Hg, aus Hausmüllverbrennungsanlagen emittiert; sie sind daher als relevante Quecksilberemittenten anzusehen. Eine wesentliche Quelle für die Quecksilberbelastung des Hausmülls bilden Batterien (Abschn. 4.5.2.5).

1790. Obwohl eine direkte Gesundheitsgefährdung durch Quecksilberemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen zur Zeit nicht besteht, kann eine weitere Zunahme der Quecksilberbelastung der Umwelt zu Störungen in Ökosystemen führen. So ist in einigen Gegenden die Fortpflanzung von fischfressenden Vögeln durch hohe Quecksilbergehalte gefährdet (GREENWOOD und von BURG, 1984). Da aus Hausmüllverbrennungsanlagen Quecksilbermengen emittiert werden, die umweltschädlich sein können, müssen hier Maßnahmen zur Belastungsminderung durchgeführt werden. Vorrangig erscheint hier wegen der noch unzureichenden Abscheidung bei der Abgasreinigung eine Minderung des Eintrages von Quecksilber in den Hausmüll, beispielsweise durch die Einschränkung der Nutzung quecksilberhaltiger Materialien in konsumnahen Produkten (Abschn. 4.5.2.5). Dies erscheint auch deshalb geboten, um eine Verlagerung der Belastung in den Abwasserbereich zu verhindern (Tz. 1886).

6.2.2.5 Belastung durch organische Stoffe

1791. Bei der Verbrennung kohlenstoffhaltiger Abfälle entstehen je nach Vollständigkeit des Verbrennungsprozesses neben Kohlendioxid (CO_2) unterschiedliche Mengen an Kohlenmonoxid (CO) und

weiteren Kohlenstoffverbindungen, darunter polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), in Gegenwart von Halogenen auch halogenierte Kohlenwasserstoffe. Die halogenierten Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) werden in Abschnitt 6.2.2.6 behandelt.

1792. Wie aus Tabelle 6.2.5 hervorgeht, ist aus der CO-Emission von Hausmüllverbrennungsanlagen auch unter ungünstigsten Bedingungen keine Gesundheitsgefährdung zu befürchten, ebensowenig ist mit einer ökotoxischen Wirkung zu rechnen.

1793. Aufgrund der relativ einfachen Analytik wird der CO-Gehalt als Maß für die Vollständigkeit des Ausbrandes herangezogen. Als weiterer Parameter dafür wird in der TA Luft der Gehalt an organischen Stoffen, angegeben als Gesamtkohlenstoff, genannt. Für eine Risikobetrachtung müssen jedoch die Einzelverbindungen untersucht werden, für die aber nur in wenigen Fällen Meßergebnisse vorliegen. Schwerer flüchtige Kohlenwasserstoffe, wie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und polychlorierte Dibenzodioxine, werden vorwiegend partikelgebunden emittiert, ihre Konzentration wird daher auch von der freigesetzten Staubmenge beeinflußt, für die ein Staubgrenzwert existiert.

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

1794. Hauptquellen der PAH sind Kohleheizungen, der Kraftfahrzeug-Verkehr und Kokereien, die insgesamt ca. 99% der Emissionen ausmachen (WHO, 1987b). Als Leitsubstanz für die weit über 100 bekannten PAH dient Benzo[a]pyren (BaP), dessen Gesamtemission in der Bundesrepublik Deutschland zu ca. 20 t/a ermittelt wurde; für die PAH-Emissionen insgesamt wurden 500—1 000 t/a geschätzt (BMU, 1987).

1795. PAH sind als schwerflüchtige Verbindungen vorwiegend an Staubpartikel gebunden; ihre Emissionskonzentration hängt damit stark von der Effizienz der Staubabscheidung ab. In der TA Luft wird BaP der Klasse I der krebserzeugenden Stoffe mit einem Emissionsgrenzwert von 0,1 mg/m^3 Abgas zugeordnet. Der Rat weist auf die Bedeutung des Minimierungsgebotes in diesem Zusammenhang nochmals besonders hin. Dagegen schlägt der Länderausschuß für Immissionsschutz (LAI) einen Immissionsgrenzwert von 5 ng BaP/m^3 Luft vor. Dieser Wert wurde mit Hilfe des in Textziffer 1702 genannten Unit-Risk-Konzeptes abgeleitet, in dem eine gewisse Erhöhung des Krebs-Risikos in Kauf genommen wird.

1796. Bei Hausmüllverbrennungsanlagen wurden im Abgas BaP-Konzentrationen bis zu 5 ng/m^3 gemessen (FÜRMAIER, 1984). Ähnliche Werte zwischen 1,2 und 6,5 ng BaP pro m^3 wurden im Rahmen eines F+E-Vorhabens zur Standardisierung von Emissionsmessungen an Hausmüllverbrennungsanlagen ermittelt (LUETZKE et al., 1988). Daraus leiten sich für die langfristige Immissionszusatzbelastung im Nahbereich dieser Anlagen Konzentrationen bis zu 0,065 pg BaP/m^3 ab; zu ähnlichen Abschätzungen (0,036 pg BaP/m^3) kommen auch GOERGENS und EWERS (1987). Dies kann gegenüber der üblichen Belastung der Luft von ca. 1 ng BaP pro m^3 in Reinluftgebieten (DREYHAUPT, 1988) vernachlässigt werden.

1797. In Abfällen sind polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe bereits vor der Verbrennung enthalten. Der Gehalt von BaP im Hausmüll unterliegt nach Messungen von HAGENMAIER und KRAUS (1982) starken Schwankungen bei mittleren Werten zwischen 0,1 und 1 mg/kg. Bei der Abfallverbrennung wird demnach der überwiegende Teil des BaP zerstört.

Andere organische Verbindungen

1798. Weitere organische Stoffe sind mit Ausnahme der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane in den Abgasen von Müllverbrennungsanlagen bisher nur vereinzelt gemessen worden. Für polychlorierte Biphenyle (PCB) wurden im Abgas 0,1 bis 0,5 µg/m^3 ermittelt; dies entspricht pro kg Abfall Emissionen zwischen 0,53 und 2,6 µg PCB (BMU, 1990). Der PCB-Gehalt im Hausmüll beträgt 250 bis 800 µg/kg; demnach wird der größte Teil der PCB in Hausmüllverbrennungsanlagen thermisch zerstört (BMU, 1990).

Aus den gemessenen Emissionswerten lassen sich Zusatzbelastungen abschätzen, die in der gleichen Größenordnung liegen wie die PCB-Konzentrationen in unbelasteten Gebieten (DFG, 1988b).

1799. Im Gegensatz zu den PCB ist für Hexachlorbenzol (HCB) in Abfallverbrennungsanlagen eine weitgehende Verminderung nicht gesichert. Während im Abfall zwischen 5 und 14 µg HCB/kg gemessen wurden, wurden mit dem Abgas 0,5 bis 5 µg HCB/kg Abfall abgegeben (BMU, 1990). Messungen von BALLSCHMITER et al. (1988) in Abfallverbrennungsanlagen erbrachten für chlorierte Benzole Konzentrationen um 3,6 µg/m^3 (Summe der Di- bis Hexachlorbenzole) bzw. für chlorierte Phenole Konzentrationen um 15 µg/m^3 (Summe der Di- bis Pentachlorphenole). HCB ist wie die PCDD/F eine stark persistente Verbindung; ein kanzerogenes Potential kann bisher nicht ausgeschlossen werden. Die Umweltbelastung durch diesen Stoff ist derzeit noch durch die Rückstände geprägt, die von seinem Einsatz als Pestizid herrühren; bis zur Produktionseinstellung im Jahr 1977 wurden in der Bundesrepublik jährlich mehrere tausend Tonnen produziert. Demgegenüber beträgt die Gesamtemission von HCB aus Abfallverbrennungsanlagen bei einer Emissionskonzentration von 0,5 µg/m^3 ca. 30 kg/Jahr.

1800. In der TA Luft wird eine kontinuierliche Messung der organischen Stoffe als Summenparameter vorgeschrieben, wobei ein Emissionsgrenzwert von 20 mg/m^3, gemessen als Kohlenstoff, nicht überschritten werden darf. Während im Reingas von Sonderabfallverbrennungsanlagen verschiedene Kohlenwasserstoffe gemessen wurden (Tab. 6.2.10), liegen für Hausmüllverbrennungsanlagen vergleichbare Messungen nicht vor. Soweit für die analysierten Stoffe MAK-Werte bestehen, sind diese im Abgas der untersuchten Anlagen weit unterschritten, so daß kritische Immissionskonzentrationen durch diese Stoffe kaum zu erwarten sind.

Tabelle 6.2.10

Messung organischer Stoffe im Abgas von Sonderabfallverbrennungsanlagen (alle Angaben in µg/m³)

Verbindung	Zahl der Anlagen	Emissions-konzentration	max. Immissions-konzentration*)	1/100 des MAK-Wertes	Richtwert der WHO	Referenzkonzentration	
						ländlich	städtisch**)
Benzol (k)	6	12 — 670	0,67	—		1 —5	5 —30
Chloroform (k)	5	1 —1 330	1,33	500		0,2—0,5	0,5— 3,0
Bromdichlormethan	4	3 — 32	0,032	—			
Dibromchlormethan	4	1 — 12	0,012	—			
Bromoform	3	0,2— 24	0,024	—			
Naphtalin	3	5 — 100	0,10	500			
Chlorbenzol	3	1 — 10	0,01	2 300			
Tetrachlorethen (k)	3	0,1— 2,5	0,003	3 450	5 000	0,5—2	2 —15
1,1,1-Trichlorethan	3	0,1— 1,5	0,002	2 700	1 000	1 —3	2 —10
Dichlormethan	2	2 — 27	0,027	3 600	3 000	0,2—0,5	1 — 5
o-Nitrophenol	2	25 — 50	0,05	—			
Phenol	2	4 — 22	0,022	190			
Toluol	2	2 — 75	0,075	3 800	8 000	0,5—2	5 —50
Bromchlormethan	1	14	0,014	—			
Kohlenstoffdisulfid	1	32	0,032	300	100	0,1—1	0,1— 1
Methylenbromid	1	18	0,018	—			
2,4,6-Trichlorphenol	1	110	0,11	—			
Brommethan	1	1	0,001	200			
Chlormethan	1	3	0,003	1 050		1 —2	1 — 2
Pyren	1	1	0,001	—			
Flouranthen	1	1	0,001	—			
Dichlorbenzol	1	2 — 4	0,004	4 500			1 —10
Trichlorbenzol	1	7	0,007	400			
Hexachlorbenzol (k)	1	7	0,007	—			
Methylethylketon	1	3	0,003	4 900			
Diethylphthalat	1	7	0,007	—			
o-Chlorphenol	1	2 — 22	0,022	—			
Pentachlorphenol (k)	1	6	0,006	—			
2,4-Dimethylphenol	1	1 — 21	0,021	—			

(k): kanzerogene Verbindung

*) bei Annahme eines Emissions-Immissions-Verhältnisses von 1 000

**) Daten zur Umwelt 1988/89 (UBA, 1989)

Quelle: TRAVIS, 1984, verändert

1801. Unter den emittierten organischen Stoffen befinden sich kanzerogene Verbindungen, wie Benzol, für die keine Wirkungsschwellen angegeben werden können. Eine genaue Abschätzung des daraus resultierenden gesundheitlichen Risikos ist nicht möglich; zu berücksichtigen ist dabei, daß diese Stoffe teilweise bereits vor der Verbrennung im Abfall enthalten sein können. Durch die Verbrennung kann ihr Eintrag in die Umwelt zumindest teilweise verhindert werden.

1802. Eine vollständige Erfassung und Bewertung aller im Abgas von Hausmüllverbrennungsanlagen vorkommenden organischen Bestandteile ist in der Praxis nicht möglich. Gegenwärtig ist nur ein Teil, schätzungsweise nur 20—30 %, der emittierten Stoffe bekannt; insofern ergibt sich zwangsläufig eine grundsätzliche Lücke bei der Bewertung der Emissionen. Diese Situation gilt jedoch mehr oder weniger auch für die Emissionen aus anderen Verbrennungsprozessen wie beim Betreiben von Kraftfahrzeugen oder Heizkraftwerken. Der Anteil der Abgasmenge aus Hausmüllverbrennungsanlagen an der Gesamtabgasmenge aus Verbrennungsprozessen beträgt weniger als 4 %. Die Gesamtmenge an organischen Verbindungen, die aus allen Hausmüllverbrennungsanlagen der Bundesrepublik emittiert wurden, betrug 1988 ca. 1 000 t (BMU, 1990). Im Vergleich dazu wurden 1986 im Straßenverkehr 1 200 000 t und durch die

Tabelle 6.2.11

Emissionen an flüchtigen organischen Verbindungen

Insgesamt	2 400 000 t	100,0 %
Lösemittelverwendung	930 000 t	38,8 %
Prozesse	130 000 t	5,4 %
Straßenverkehr	1 200 000 t	50,0 %
übriger Verkehr	60 000 t	2,5 %
Haushalte	75 000 t	3,1 %
Kleinverbraucher	12 000 t	0,5 %
Industrie	17 000 t	0,7 %
übriger Umwandlungsbereich	3 000 t	0,1 %
Kraft- und Fernheizwerke	13 000 t	0,5 %
Müllverbrennungsanlagen	1 000 t	0,04 %

Quelle: SRU, nach BMU, 1990, BT-Drucksache 11/2714

Verwendung von Lösemitteln 930 000 t an organischen Verbindungen emittiert (Tab. 6.2.11).

1803. Eine Möglichkeit, die kombinierten Effekte der Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen zu erfassen, bieten im Ansatz verschiedene biologische Testsysteme. So läßt sich die mutagene Wirkung der partikulären Luftschadstoffe im Ames-Test prüfen. Entsprechende Untersuchungen in den USA in der Umgebung einer Hausmüllverbrennungsanlage ließen keine Erhöhung der Mutagenität von Luftverunreinigungen in Abhängigkeit von der Lage zur Anlage erkennen (WATTS et al., 1989).

Toxikologische Tests sind auch mit dem Kondensat, das aus dem Reingas einer Hausmüllververbrennungsanlage gewonnen wurde, durchgeführt worden (GUGGENBERGER, 1990). Dabei erhielt man pro m^3 Abgas ca. 116 ml Kondensat mit einem Gehalt von 2,66 mg organischem Kohlenstoff und 0,62 mg Quecksilber. Dieses Kondensat erwies sich im Leuchtbakterientest, im Daphnientest und im Algentest als toxisch; die Prüfung auf Mutagenität im Mikronukleus verlief dagegen negativ.

6.2.2.6 Belastungen durch halogenierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane

1804. Eine besondere Rolle in der Diskussion um die Belastung durch Abfallverbrennungsanlagen spielen die polyhalogenierten Dibenzodioxine und -furane. Insbesondere die polychlorierten Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) gelangten durch den Unfall 1976 in Seveso/Italien ins Blickfeld des öffentlichen Interesses. Die Bevölkerung reagierte daher mit Beunruhigung auf die Nachricht, als 1977 in den Filterstäuben von Abfallverbrennungsanlagen PCDD/F nachgewiesen wurden (OLIE et al., 1977). Während in Seveso jedoch überwiegend das hochgiftige 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin (2,3,7,8-TCDD) entstand (daher auch als „Seveso-Dioxin" bezeichnet), wurden in den Filterstäuben eine große Zahl der 210 theoretisch möglichen PCDD/F-Kongeneren festgestellt, wobei 2,3,7,8-TCDD nur einen geringen Anteil hat (Abschn. 5.4.7, Tab. 5.4.21).

6.2.2.6.1 Anreicherung und Toxizitätsäquivalente

1805. Für die biologische Wirkung der PCDD/F ist die Stellung und Anzahl der Chloratome im Molekül entscheidend. Vor allem die in 2,3,7,8-Stellung chlorsubstituierten Verbindungen sind schwer abbaubar; aufgrund ihrer metabolischen Stabilität und ihrer hohen Fettlöslichkeit reichern sie sich in der Nahrungskette an. Gleichzeitig besitzen die 2,3,7,8-chlorsubstituierten Verbindungen eine wesentlich höhere Toxizität als die übrigen Kongenere; ihre Giftigkeit nimmt allerdings mit zunehmendem Chlorierungsgrad deutlich ab. Eine toxikologische Beurteilung kann sich daher auf die wesentlich geringere Anzahl der in 2,3,7,8-Stellung chlorierten bzw. halogenierten Verbindungen beschränken.

2,3,7,8-TCDD als der giftigste Vertreter dieser Substanzklasse ist bisher am besten untersucht. Bei der Beurteilung seiner Umwelttoxizität ist primär die krebserzeugende Eigenschaft von Bedeutung, die auf die starke tumorpromovierende Wirkung (SHU et al., 1987) zurückgeführt wird. Für die anderen Verbindungen werden analoge Wirkungsmechnismen angenommen, wobei den einzelnen Verbindungen entsprechend ihrer Wirkungsstärke verschiedene Äquivalentfaktoren zugeordnet werden.

1806. Diese Äquivalentfaktoren sind zunächst nur aus in-vitro-Untersuchungen auf der Grundlage der enzyminduzierenden Wirkung der betreffenden Verbindung abgeleitet worden. Man geht dabei von der Annahme aus, daß es sich um Promotoren handelt und daß zwischen der enzyminduzierenden und der kanzerogenen Wirkung der PCDD/F eine Beziehung besteht. Inzwischen sind die Äquivalentfaktoren durch weitergehende Untersuchungen an Tieren präzisiert

worden. Bei der praktischen Anwendung der Toxizitätsäquivalente zur Bewertung der Belastung der Böden, der Nahrungsmittel und des Menschen geht man davon aus, daß sich alle Kongeneren wie das 2,3,7,8-TCDD verhalten. Diese Annahme kann zu Fehleinschätzungen führen, denn es muß mit unterschiedlichen Halbwertszeiten der Kongeneren in Luft und Boden gerechnet werden, die zu unterschiedlichen Anreicherungen in der Nahrungskette führen können.

Die bisher von verschiedenen Autoren bzw. Institutionen benützten Äquivalentfaktoren unterscheiden sich teilweise erheblich (NATO CCMS, 1988a; SCHLATTER, 1987; UBA, 1985). Von SCHLATTER (1987) wurden aufgrund neuerer subchronischer Fütterungsversuche für Pentachlor-Verbindungen (PeCDD, PeCDF) höhere Äquivalentfaktoren vorgeschlagen, als sie vom Bundesgesundheitsamt (UBA, 1985, Kap. 13) benützt werden. Inzwischen hat eine internationalen Arbeitsgruppe Äquivalentfaktoren empfohlen, die den neuesten wissenschaftlichen Stand berücksichtigen (NATO CCMS, 1988a); sie werden daher vom Rat verwendet (Tab. 6.1.3). Bei Anwendung dieser Äquivalentfaktoren (International Toxicity Equivalency Factors = I-TEF) ergeben sich teilweise erheblich höhere Äquivalentkonzentrationen vor allem durch die stärkere Bewertung von 1,2,3,7,8-PeCDD und 2,3,4,7,8-PeCDF.

6.2.2.6.2 Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen; Vergleich mit anderen Quellen

1807. Die aus Hausmüllverbrennungsanlagen emittierten PCDD/F-Mengen sind gut dokumentiert. Tabelle 6.2.12 enthält eine Aufstellung verschiedener Messungen in Anlagen unterschiedlichen Alters. Auf der Basis der TCDD-Äquivalente kann bei alten Hausmüllverbrennungsanlagen mit einer Belastung von 10

Tabelle 6.2.12

PCDD/F-Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen (MVA)

PCDD/F (Angaben in ng/m³)	Äquiv.-Faktoren		alte MVAs (30 Proben)			MVA Stuttgart (alt) [b]	in modern. MVAs möglich [c]	MVA Ffm (nachgerüstet) [d]	MVA Bielefeld (neu) [e]	MVA Würzburg (neu) [f]	MVA Ludwigshafen (neu) Rohgas [g]	MVA Düsseldorf Versuchsanlage mit Koksfilter [h]
	BGA	17. BImSchV	Minim.	Mittel [a]	Maxim.							
2,3,7,8-TCDD	1	1	0,2	0,6	4,8	0,41	0,10	0,33	0,14	0,01	<0,010	0,006
1,2,3,7,8-PeCDD	0,1	0,5	0,9	6,1	53,5	2,16	0,30	1,03	0,28	0,14	0,040	0,006
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0,7	4,2	29,1	1,93	0,20	0,24	0,22	0,06	0,071	<0,023
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	1,3	6,7	43,5	3,34	0,60	0,39	0,48	0,13	0,110	<0,023
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1	0,9	4,8	27,6	2,52	0,40	0,36	0,40	0,08	0,096	<0,023
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	5,5	31,4	201,2	16,53		2,00	0,54	1,56	1,885	0,077
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	0,001	0,001	5,0	34,0	186,0	12,80		2,82	4,28	7,29	6,260	0,110
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	0,8	9,9	121,3	3,23	0,90	2,46	0,98	0,18	0,148	0,043
1,2,3,7,8-PeCDF	0,1	0,05	4,2	25,2	257,5	9,55	2,30	4,33	2,06	0,60	0,078	0,036
2,3,4,7,8-PeCDF	0,1	0,5	3,4	30,3	310,2	9,61	2,00	2,34	1,20	0,44	0,130	0,029
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	2,4	19,7	158,7	9,13	1,10	1,93	1,12	0,30	0,077	0,045
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	2,4	20,0	162,7	10,29	1,30	2,20	1,61	0,34	0,089	0,062
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	1,6	14,6	123,9	2,64	2,00	0,93	1,62	0,44	0,278	0,135
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	4,2	47,7	355,5	27,23		3,32	1,32	1,20	0,576	0,417
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,001	0,001	1,0	7,0	38,0	4,30		1,02	1,81	0,63	0,600	<0,730
Äquivalent-Konzentration (nach BGA)			2,16	15,6	139	6,30	1,21	2,01	1,16	0,32	0,15	0,05
Äquivalent-Konzentration (nach I-TE)			3,67	28,9	272	10,54	2,02	3,14	1,65	0,52	0,22	0,07

[a]: HAGENMAIER et al., 1986
[b]: Messung vom 11. 6. 85; SCHETTER, 1988
[c]: WHO, 1987c
[d]: Mittelwert aus 8 Messungen; nach Angaben der Stadt Frankfurt am Main, 1989
[e]: WARNCKE et al., 1986
[f]: Mittelwert von 3 Messungen; vgl. SCHETTER, 1988
[g]: Normalbetrieb mit Primärluftvorwärmung, Mittelwert aus 2 Messungen; HORCH et al., 1990
[h]: nach 0,8 m Braunkohlekoksschüttung; BEWERUNGE und RITTER, 1989

Quelle: SRU

bis 100 ng/m^3 gerechnet werden, neuere Anlagen können mit dem bisherigen Stand der Technik 1 ng/m^3 einhalten (SCHETTER, 1988; WHO, 1987c). Nach einer Erhebung des Umweltbundesamtes vom Jahr 1988 an 10 verschiedenen Hausmüllverbrennungsanlagen lag die durchschnittliche Emission bei etwa 8 ng TCDD-Äquivalente pro m^3 (BMU, 1990). Durch weitere emissionsmindernde Verfahren gelingt es in jüngster Zeit, die für Hausmüllverbrennungsanlagen inzwischen geforderten Emissionswerte von 0,1 ng/m^3 an TCDD-Äquivalenten zu unterschreiten.

Häufig werden bei Messungen keine isomerenspezifischen Analysedaten publiziert, sondern nur Summenwerte für die homologen Gruppen der PCDD/F. Die Äquivalentkonzentrationen liegen bei Hausmüllverbrennungsanlagen um 1 bis 2 Größenordnungen unter der Gesamtsumme der PCDD/F. Liegen nur Angaben über die Konzentration von 2,3,7,8-TCDD vor, kann bei Hausmüllverbrennungsanlagen davon ausgegangen werden, daß die Gesamtkonzentration der TCDD-Äquivalente etwa um das 10fache höher ist (UBA, 1985).

1808. Die in Hausmüllverbrennungsanlagen gebildeten PCDD/F werden nur zu einem kleinen Teil mit den Abgasen in die Atmosphäre abgegeben; abhängig von der Abscheidetemperatur und der Filterwirkung können zwischen 80 und 99,9 % der PCDD/F in den Filterstäuben zurückgehalten werden (Abschn. 5.4.7, Tab. 5.4.21 und 5.4.22). Die Durchschnittskonzentrationen der PCDD/F in den Filterstäuben betragen nach Untersuchungen von HAGENMAIER (1989) 10 ng TCDD-Äquivalente pro g Staub bzw. ca. 300 ng TCDD-Äquivalente pro kg verbranntem Abfall. Auch mit der Schlacke können PCDD/F ausgetragen werden; dabei muß zwischen Anlagen mit separater Schlackenabscheidung und Anlagen, bei denen die Schlacke zusammen mit Filterstäuben anfällt, unterschieden werden. Die Konzentrationen für die Summe der PCDD/F lagen bei entsprechenden Messungen im ersten Fall zwischen 0,2 und 2,9 ng pro g Schlacke, bei Verunreinigung mit Filterstäuben zwischen 35 und 95 ng pro g Schlacke (JOHNKE, 1990). Pro kg Abfall werden mit der Schlacke ohne Filterstäube zwischen 60 und 870 ng PCDD/F insgesamt, bzw. ca. 1 bis 14 ng TCDD-Äquivalente, ausgetragen; bei Schlacke mit Filterstäuben sind es zwischen 10 und 30 µg PCDD/F insgesamt bzw. ca. 160 bis 480 ng TCDD-Äquivalente pro kg Abfall. Im Durchschnitt rechnet das Umweltbundesamt mit einer Belastung der Schlacke von 80 ng TCDD-Äquivalenten pro kg (BMU, 1990).

1809. Im Hausmüll sind PCDD/F bereits vor der Verbrennung enthalten; sie stammen beispielsweise aus PCP- und PCB-haltigen Abfällen, wie mit Holzschutzmitteln behandeltes Material oder Kondensatoren in Elektrogeräten. Bei sechs Hausmüllanalysen wurden durchschnittlich 50 ng TCDD-Äquivalente pro kg Abfall gefunden, bei einem Streubereich zwischen 10 und 130 ng pro kg (DAWIDOWSKY et al., in Vorbereitung; HAGENMAIER, 1989).

Bei einer Anlage, die 8 ng TCDD-Äquivalente pro m^3 Abgas emittiert, werden pro kg verbranntem Abfall 40 ng TCDD-Äquivalente über die Abgase, ca. 300 ng TCDD-Äquivalente über die Filterstäube und ca. 1 bis 14 ng TCDD-Äquivalente über die Schlacke ausgetragen. Somit verlassen die Hausmüllverbrennungsanlagen insgesamt wesentlich mehr PCDD/F, als in sie eingetragen werden. Da die PCDD/F jedoch relativ fest an Schlacken und Filterstäube absorbiert sind und durch Wasser kaum mobilisiert werden, erfolgt die Verteilung der PCDD/F in der Umwelt hauptsächlich über den Luftpfad. Moderne Hausmüllverbrennungsanlagen emittieren in die Luft weniger PCDD/F, als in die Anlagen mit den Abfällen eingebracht werden.

1810. Die gesamten jährlichen PCDD/F-Emissionen aus den verschiedenen Quellen in der Bundesrepublik sind bisher nicht genau bekannt. Relativ gut bestimmbar sind die Emissionen in den Abgasen von Hausmüllverbrennungsanlagen mit ca. 340 g TCDD-Äquivalenten pro Jahr (Tz. 1811). Hinzu kommen neben den wesentlich geringeren Emissionen aus Sonderabfallverbrennungsanlagen (Tz. 1900) Emissionen aus dem Kraftfahrzeug-Verkehr durch chlororganische Zusätze zum verbleiten Benzin (ca. 50 g TCDD-Äquivalente/ Jahr), aus der Papierherstellung durch die Chlorbleiche (ca. 50 g TCDD-Äquivalente/Jahr) und nicht genau quantifizierbare, aber eher höhere Emissionen als über die Abfallverbrennung aus industriellen Verbrennungsprozessen, aus der Altmetallverwertung und aus weiteren thermischen Verfahren (GREIM und LINK, 1989; LINK, 1989). Schließlich sind mengenmäßig schwer abschätzbare PCDD/F-Emissionen in die Umwelt durch die frühere Verwendung von Pentachlorphenol und polychlorierten Biphenylen zu berücksichtigen, über die in den letzten 20 Jahren in der Bundesrepublik wohl über 100 kg TCDD-Äquivalente als Verunreinigungen in verschiedene Produkte gelangten (HAGENMAIER, 1989). Insgesamt werden die jährlichen PCDD/F-Emissionen in die Umwelt auf mindestens 1 000 bis 2 000 g TCDD-Äquivalente geschätzt; ein Vergleich aller bekannten Quellen zeigt trotz der Unsicherheiten bei der Abschätzung der genauen Mengen, daß maximal 20 bis 30 % der ubiquitär vorhandenen TCDD-Äquivalente aus dem Betrieb von Hausmüllverbrennungsanlagen stammen könnten.

1811. Die für Hausmüllverbrennungsanlagen angegebenen Jahresemissionen von ca. 340 g TCDD-Äquivalente errechnen sich aus einer durchschnittlichen Reingaskonzentration von ca. 8 ng/m^3 und einer Menge von 8,5 Mio. t an jährlich verbranntem Hausmüll; in früheren Jahren traten aufgrund der geringeren Anforderungen an die Abgasreinigung höhere Emissionen auf. Eine Absenkung der durchschnittlichen Emissionskonzentrationen auf 1 ng TCDD-Äquivalenten/m^3 würde bei der derzeitigen Anlagenzahl eine Jahresemission von ca. 40 ng TCDD-Äquivalenten, eine Absenkung auf 0,1 ng/m^3 eine Jahresemission von ca. 4 g TCDD-Äquivalenten bedeuten. Unter dieser Voraussetzung tragen Hausmüllverbrennungsanlagen zur Gesamtemission von PCDD/F und damit zur Belastung der Umwelt mit diesen nur noch unerheblich bei. Der Rat empfiehlt daher, die zur Emissionsabsenkung auf 0,1 ng TCDD-Äquivalenten/m^3 notwendigen technischen Maßnahmen umgehend zu realisieren, da er bei der Einordnung der Hausmüllverbrennung in sein Abfallwirtschaftskonzept von dieser Voraussetzung ausgeht.

6.2.2.6.3 Abschätzung der Zusatzbelastung des Menschen mit polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen

1812. Im folgenden werden verschiedene Modellrechnungen dargestellt, mit denen versucht wird, die Zusatzbelastung der Bevölkerung in der Umgebung von Hausmüllverbrennungsanlagen abzuschätzen. Hierzu werden in der Literatur verfügbare Angaben zu Emissions-Immissions-Verhältnissen, Ablagerung aus der Luft auf Pflanzen und Boden, Übergang in Pflanzen und Tiere usw. herangezogen. Daraus werden minimale und maximale mögliche Belastungswerte ermittelt. Dieser Bereich ist groß, da in die Ermittlung der Extremwerte auch teilweise wenig realistische Annahmen eingehen. Die Aussagefähigkeit der verschiedenen Modellrechnungen wird überprüft.

PCDD/F gelangen aus Hausmüllverbrennungsanlagen vor allem mit den Abgasen in die Atmosphäre. Für die folgende Betrachtung wird vereinfachend angenommen, daß sie in der Atmosphäre bei Umgebungstemperatur vollständig an Staubpartikel adsorbiert vorliegen (vgl. SCHRAMM et al., 1990).

Für die Exposition des Menschen sind zwei Aufnahmewege zu berücksichtigen:

— die inhalative Aufnahme mit der Atemluft

— die orale Aufnahme über kontaminierte Nahrungsmittel pflanzlichen und tierischen Ursprungs.

Bei der Abschätzung der Exposition werden zunächst die Immissionskonzentrationen aus den Emissionsdaten errechnet; hieraus lassen sich die durchschnittlichen Aufnahmemengen über die Atemluft direkt abschätzen.

Für die Aufnahme über die Nahrungsmittel spielen hingegen zahlreiche weitere Faktoren eine Rolle, wie die Deposition auf den Boden und auf Pflanzen sowie der Transfer in Nahrungsmittel tierischen Ursprungs. Sowohl diese Faktoren als auch die daraus resultierenden Konzentrationsangaben variieren in der Literatur sehr (Tab. 6.2.13 und 6.2.14). Um einzugrenzen, in welchem Konzentrationsbereich eine mögliche Belastung aufgrund der Modellrechnung zu erwarten ist, sind in der Berechnung auch die jeweils niedrigsten und höchsten Werte berücksichtigt.

Die in den folgenden Abschnitten genannten Konzentrationsangaben für PCDD/F beziehen sich jeweils auf toxische Äquivalentkonzentrationen nach I-TE (TCDD-Äquivalente) (Abschn. 6.2.2.6.1 und Tab. 6.1.3). Es ist zu betonen, daß die nachfolgenden Abschätzungen von der vereinfachenden Annahme ausgehen, daß sich alle PCDD/F-Kongenere bezüglich ihres Ausbreitungs- und Anreicherungsverhaltens in den verschiedenen Umweltmedien gleich verhalten (Tz. 1806).

Tabelle 6.2.13

Parameter für die Abschätzung der Belastung des Menschen mit TCDD-Äquivalenten aus Hausmüllverbrennungsanlagen über die Nahrungskette

Parameter	Wert in	minimaler und maximaler Wert des Parameterbereichs	gewählter Wert für die Modell-rechnung
Emissions-Immissions-Verhältnis		10^5 — 10^6	$0{,}5 \cdot 10^6$
Ablagerungsgeschwindigkeit	m/s	0,001 — 0,01	0,01
Eindringtiefe in den Boden	cm	5 — 20	10
Trockengewicht von 1 m^2 Boden	kg	65 — 260	130
Halbwertszeit im Boden bis 10 cm	Jahre	10	10
ab 10 cm	Jahre	>100	
Transferfaktor Boden-Pflanze		0,01 — 0,1	— [1]
Vegetationsperiode	Monate	6	6
Flächenertrag (Trockenmasse) (Abweidung bzw. Mähen)	kg/m^2	0,6 — 0,8	0,6
Verweildauer auf Pflanzen	Tage	7 — 14	7
(≙ effektive Verweilkonstante)	$Tage^{-1}$	0,1 — 0,05	0,1
Resorption im Magen-Darmtrakt aus Erde und Pflanzen	%	50 — 100	100
Milchertrag	l/Tag	15 — 16	15
Ausscheidung mit Kuhmilch	%	20	20
Fettgehalt der Kuhmilch	%	3,5	3,5
Körpergewicht des Rindes	kg	540	540
Fettgewebe (15—25%)	kg	81 — 135	110

[1]) siehe Textziffer 1823
Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

Tabelle 6.2.14

Ergebnisse der Modellrechnung zur Abschätzung der Belastung des Menschen mit TCDD-Äquivalenten aus Hausmüllverbrennungsanlagen über die Nahrungskette

	Werte [1]) in	minimaler und maximaler Wert unter Verwendung des Parameterbereichs in Tab. 6.2.13	Ergebnis unter Verwendung der gewählten Werte aus Tab. 6.2.13
Emissionskonzentration	ng/m³	1	1
Immissionskonzentration	fg/m³	1 — 10	2
Depositionsrate pro Tag	pg/m²·Tag	0,086— 8,6	1,7
Depositionsrate pro Jahr	pg/m²·Jahr	31 — 3 100	620
Anreicherung im Boden			
ohne Abbau nach 1 Jahr	pg/kg	0,1 — 48	5
ohne Abbau nach 30 Jahren	pg/kg	4 — 1 450	144
Halbwertszeit 10 Jahre	pg/kg		100
Konzentration in Pflanzen (Trockenmasse) durch Aufnahme aus dem Boden	pg/kg	0,04 — 145	— [2])
Konzentration in Pflanzen (Trockenmasse) durch Oberflächendeposition	pg/kg	1 — 260	25
Aufnahme der Kuh mit Boden			
1 kg Boden/Tag	pg/Tag	4 — 1 450	100
Aufnahme der Kuh mit Futter			
7—14 kg Futter/Tag	pg/Tag	7 — 3 600	
10 kg Futter/Tag	pg/Tag		250
Gesamtaufnahme der Kuh	pg/Tag	11 — 5 050	350
Konzentration im Milchfett	pg/kg	4 — 2 000	130
Konzentration im Fettgewebe	pg/kg	6 —10 000	720

[1]) in TCDD-Äquivalenten
[2]) siehe Tz. 1823
Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

6.2.2.6.3.1 Eintrag in die Umwelt

Emission

1813. Bei älteren Müllverbrennungsanlagen betragen die Emissionen 10 bis 100 ng TCDD-Äquivalente/m³ Abgas, teilweise sogar über 100 ng/m³, während sie bei neueren Anlagen bei 1 ng/m³ und darunter liegen (GREIM et al., 1989; HAGENMAIER, 1989 und 1990; SCHETTER, 1988; WHO, 1987c; s. auch Tab. 6.2.12). Im neuen Entwurf der Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe (17. BImSchV) ist für TCDD-Äquivalente ein Emissionsgrenzwert von 0,1 ng/m³ enthalten.

Für die folgende Abschätzung wird von einer durchschnittlichen Emission von 1 ng TCDD-Äquivalenten/m³ ausgegangen. Bei einer Emissionskonzentration von 0,1 ng/m³ würde die errechnete Belastung 10fach niedriger sein.

Immission

1814. Die Immissionskonzentration im Umkreis einer Hausmüllverbrennungsanlage ist außer von konstanten Faktoren, wie der Höhe des Kamins, vor allem von atmosphärischen Faktoren, z. B. der Windgeschwindigkeit und -richtung, abhängig. In Anlehnung an das in der TA Luft beschriebene Verfahren für Ausbreitungsberechnungen und aus direkten Messungen kann ein Emissions-Immissions-Verhältnis von 10^5 bis 10^6 im Jahresmittel (vgl. Tz. 1754) angenommen werden. Damit ergeben sich für die PCDD/F Immissionskonzentrationen von 1—10 fg TCDD-Äquivalente/m³ Luft (1 fg = 10^{-15} g).

Ähnliche Werte werden auch von anderen Autoren (GREIM und LINK, 1989; NOTTRODT et al., 1984; HATTEMER-FREY und TRAVIS, 1987) angegeben. HINRICHSEN (1989) verwendet ein Emissions-Immissions-Verhältnis von 0,3 · 106, geht jedoch von der 10fach höheren Emissionskonzentration von 10 ng

TCDD-Äquivalenten/m³ aus und kommt daher zu Immissionskonzentrationen von ca. 30 fg TCDD-Äquivalenten/m³. Ausbreitungsberechnungen für verschiedene geplante Anlagen ergaben meist Emissions-Immissions-Verhältnisse von mindestens $0{,}5 \cdot 10^6$ (Tz. 1754). Bei einer Emissionskonzentration von 1 ng TCDD-Äquivalenten/m³ errechnen sich daraus Immissionskonzentrationen von etwa 2 fg TCDD-Äquivalenten/m³.

1815. Im Vergleich dazu liegt die Konzentration der PCDD/F in ländlichen Gebieten ohne spezifische Belastung im Bereich der Nachweisgrenze von ca. 10 fg TCDD-Äquivalenten/m³; in städtischen Ballungs- und Industriegebieten in der Bundesrepublik Deutschland wurden zwischen 20 und 400 fg TCDD-Äquivalente/m³ gemessen (CHRISTMANN et al., 1989).

OLIE et al. (1983) und RAPPE et al. (1987) fanden in der Umgebung von zwei älteren Hausmüllverbrennungsanlagen in der Bundesrepublik Deutschland und in den Niederlanden Immissionskonzentrationen von 28 bzw. 43 fg TCDD-Äquivalenten/m³.

Deposition

1816. Als Depositionsrate bezeichnet man die Menge an gas- oder partikelförmigen Stoffen, die sich pro Zeiteinheit aus den bodennahen Luftschichten auf dem Boden bzw. der Vegetation ablagert. Diese Deposition kann mittels trockener (Turbulenz der Atmosphäre) oder nasser Prozesse (Regen, Nebel) geschehen. Im Nahbereich der Emissionsquelle spielt die trockene im Vergleich zur nassen Deposition eine bedeutende Rolle. Das Verhältnis von trockener zu nasser Deposition wurde für PCDD/F mit 5 : 1 abgeschätzt. In vergleichbarer Größenordnung liegen Werte für PAH und schwerflüchtige, chlororganische Verbindungen mit 9 : 1 bzw. 10 : 1 (EITZER und HITES, 1989). Die nasse Deposition wird daher in der vorliegenden Betrachtung nicht berücksichtigt, womit schätzungsweise 20% außer Betracht bleiben.

Die trockene Deposition wird durch die Ablagerungsgeschwindigkeit, in der Literatur auch Sinkgeschwindigkeit, bestimmt, die wiederum von der Windgeschwindigkeit und von Turbulenzen in der Atmosphäre sowie von der Partikelgröße abhängt. Die Ablagerung auf Pflanzen wird darüber hinaus von der Feuchtigkeit, der biologischen Aktivität, der Wuchsform, der Struktur der Blattoberfläche und der Dichte der Pflanzendecke beeinflußt.

Für PCDD/F liegen zu keinem der genannten Faktoren ausreichend gesicherte Daten vor. Hier besteht Forschungsbedarf, da die Kenntnis der Depositionsrate für die Abschätzung der Belastung von pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln und der Akkumulation im Boden essentiell ist. Die weiteren Ausführungen und Schlußfolgerungen beziehen sich allein auf die in der Literatur bisher vorliegenden Daten.

1817. PCDD/F werden überwiegend an Staub bzw. Aerosole angelagert emittiert. Gasförmige Emissionen kondensieren bei Abkühlung sehr rasch und lagern sich an Partikel an (vgl. CZUCZWA et al., 1984; TRAVIS und HATTEMER-FREY, 1987). Größere Partikel der Flugasche werden von den Filtern sehr effizient zurückgehalten, so daß für die Belastung der Atmosphäre vor allem der Feinstaub mit einer Korngröße < 5 µm Durchmesser relevant ist.

Bei Genehmigungsverfahren nach der TA Luft wird für Stäube dieser Korngröße eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,001 m/s angenommen. Für größere Partikel bis > 50 µm werden Werte zwischen 0,001 und 0,1 m/s angegeben. Bei unbekannter Korngrößenverteilung ist für die Ausbreitungsrechnung nach der TA Luft ein Wert von 0,07 m/s anzunehmen. EITZER und HITES (1989) geben für PAH eine Depositionsgeschwindigkeit von 0,01 m/s an. Die mit diesem Wert aus Immissionskonzentrationen berechneten Depositionsmengen von PCDD/F stimmen gut mit den von den Autoren gemessenen Werten in Sedimenten überein.

Je nach Ablagerungsgeschwindigkeit und Immissionskonzentration ergeben sich demnach folgende Depositionsraten an TCDD-Äquivalenten:

Ausgehend von einer Immissionskonzentration von 1 fg/m³ und einer Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,001 m/s ergibt sich eine Depositionsrate von 86 fg/m² (0,086 pg/m²) und Tag. Bei einer Immissionskonzentration von 10 fg/m³ und einer Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,01 m/s wäre die Depositionsrate 8600 fg/m², d. h. 8,6 pg/m² und Tag.

Im Vergleich dazu wurde in Hamburg eine Depositionsrate von ca. 9 pg TCDD-Äquivalenten/m² und Tag gemessen (BRUCKMANN, mündliche Mitteilung); parallele Immissionsmessungen liegen allerdings nicht vor.

Für die PAH-Deposition aus Verbrennungsprozessen wird eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,01 m/s angegeben. Dieser Wert wird für die weiteren Modellrechnungen verwendet. Ausgehend von dieser Ablagerungsgeschwindigkeit und einer Immissionskonzentration von 2 fg TCDD-Äquivalenten/m³ durch eine Hausmüllverbrennungsanlage erhält man als Depositionsrate 1,7 pg TCDD-Äquivalenten/m² und Tag bzw. 620 pg TCDD-Äquivalenten/m² und Jahr.

6.2.2.6.3.2 Anreicherung im Boden

1818. Die Mobilität der PCDD/F im Boden nach ihrer Deposition ist gering; das Ausmaß ist abhängig von der jeweiligen Konzentration und vom Bodentyp. Mit einer Verlagerung in tiefere Bodenschichten und das Grundwasser ist daher nur unter besonderen Umständen zu rechnen.

Die Halbwertszeit der PCDD/F im Boden wird sehr unterschiedlich angegeben. Die Werte schwanken zwischen 10 Jahren in oberen Bodenschichten und mehr als 100 Jahren ab 10 cm Tiefe (CERLESI et al., 1989; YANDERS et al., 1989). Für 2,3,7,8-TCDD wurde in Seveso in der obersten Bodenschicht bis zu 7 cm Tiefe eine Halbwertszeit von 9,1 Jahren festgestellt (CERLESI et al., 1989). Höherchlorierte Kongenere persistieren möglicherweise länger. YANDERS et al. (1989) fanden dagegen in Missouri innerhalb von 4 Jahren selbst in der obersten Bodenschicht bis

0,5 cm Tiefe keine Verminderung der 2,3,7,8-TCDD-Konzentration.

1819. An Pflanzen und Bodenpartikeln anhaftende PCDD/F werden je nach Intensität und Dauer des einwirkenden Sonnenlichts mit einer Halbwertszeit von bis zu zwei Wochen photolytisch abgebaut. Im Boden findet kein photolitischer Abbau statt, in der Dampfphase wird eine Halbwertszeit von maximal 1 Stunde angegeben (PODOLL et al., 1986; TRAVIS und HATTEMER-FREY, 1987). Ein biologischer Abbau durch Mikroorganismen findet nicht in nennenswertem Umfang statt (vgl. LILIENBLUM, 1988; TRAVIS und HATTEMER-FREY, 1987).

1820. Bei landwirtschaftlicher Bearbeitung des Bodens kann mit einer Eindringtiefe der PCDD/F von 5 bis 20 cm gerechnet werden. Bei 5 cm entspricht das einer Verteilung in 65 kg, bei 10 cm in 130 kg und bei 20 cm in 260 kg Trockenmasse Boden pro m^2.

Ausgehend von einer PCDD/F-Emission von 1 ng/m^3 ergeben sich Depositionsraten an TCDD-Äquivalenten im Bereich zwischen 86 und 8600 fg/m^2 und Tag, oder zwischen 31 und 3100 pg/m^2 und Jahr; ausgehend von einer Immissionskonzentration von 2 fg/m^3 und einer Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,01 m/s erhält man eine Depositionsrate von 1,7 pg/m^2 und Tag, bzw. 620 pg/m^2 und Jahr (Tz. 1817).

Je nach Eindringtiefe und Depositionsrate (größere Eindringtiefe und niedrigere Depositionsrate bzw. kleinere Eindringtiefe und höhere Depositionsrate) ergibt sich ein Minimalwert von 4 bzw. ein Maximalwert von 1 450 pg TCDD-Äquivalenten/kg Boden nach 30 Jahren, ohne Berücksichtigung von Abbau- oder Eliminationsvorgängen.

1821. Bei verschiedenen Messungen wurden in Böden in Baden-Württemberg folgende Konzentrationen gefunden: Entlang von Autobahnen wurden häufig Belastungen zwischen 5 und 40 ng TCDD-Äquivalente/kg Boden festgestellt. Im Immissionsbereich von Hausmüllverbrennungsanlagen, die gleichzeitig in industriellen Ballungsgebieten liegen, wurden Maximalwerte zwischen 5 und 27 ng TCDD-Äquivalente/kg Boden gefunden (Landtag von Baden-Württemberg, 1989; LMU Baden-Württemberg, 1989). Die durchschnittliche Belastung von Böden beträgt ca. 1 ng TCDD-Äquivalente/kg.

Allerdings ist zu berücksichtigen, daß der Eintrag aus verschiedenen Quellen in der Vergangenheit wesentlich höher war (GREIM und LINK, 1989; HAGENMAIER, 1989). Der tatsächliche Anteil von PCDD/F aus Hausmüllverbrennungsanlagen an der Bodenbelastung ist daher aus der vorstehenden Abschätzung nicht zu entnehmen. Bei einer eher wahrscheinlichen Depositionsrate an TCDD-Äquivalenten von 620 pg/m^2 und Jahr (Tz. 1817) und einer Eindringtiefe von 10 cm wären es realistischerweise 5 pg/kg nach einem Jahr. Nach 30 Jahren ohne Abbau wären es im Boden 144 pg/kg, bei einer Halbwertszeit von 10 Jahren etwa 100 pg/kg. Falls eine Hausmüllverbrennungsanlage in einem Gebiet mit einer durchschnittlichen Bodenbelastung von 1 ng/kg errichtet wird, ergäbe sich in einem Zeitraum von 30 Jahren eine Erhöhung um 10%.

6.2.2.6.3.3 Übergang in die Nahrung

Kontamination von Futterpflanzen

1822. Wegen der geringen Mobilität von PCDD/F in Böden ist eine Aufnahme in Pflanzen gering. In der Literatur werden sehr unterschiedliche Faktoren für eine Bioakkumulation angegeben; sie hängen unter anderem sehr stark von der Höhe der Bodenkontamination, von der Pflanzenart und den untersuchten Pflanzenteilen ab. Eine Anreicherung findet, wenn überhaupt, in unterirdischen Pflanzenteilen und dort vor allem in der äußeren Schicht statt. Bei hoch kontaminierten Böden werden Transferfaktoren, die im engeren Sinne als Verhältnis der PCDD/F-Konzentrationen von Boden zu Pflanzen definiert sind, zwischen 0,002 und 1,7 angegeben (COCUCCI et al., 1979; GEYER et al., 1987; UBA, 1985; WIPF et al., 1982). Bei weniger stark kontaminierten Böden waren die Transferfaktoren mit Werten von 0,01 bis 0,43 deutlich niedriger als 1, die Konzentrationen in den Pflanzen lagen häufig unterhalb der Nachweisgrenzen. TRAVIS und HATTEMER-FREY (1987) geben für die Aufnahme von PCDD/F aus dem Boden in Pflanzen einen Transferfaktor von 0,003 bei einer Bodenkonzentration in Höhe der Grundbelastung an. Verläßliche Transferfaktoren können demnach bisher aus der Literatur nicht entnommen werden.

Außerdem kann aus den Daten für hoch kontaminierte Böden offensichtlich nicht auf die Situation bei niedrigeren Konzentrationen geschlossen werden, da keine ausreichende Information über die Konzentrationsabhängigkeit des Transfers Boden/Pflanze vorliegt. Zu beachten ist weiterhin, daß bei den angegebenen Abschätzungen für Transferfaktoren von 0,01 bis 0,1 nicht zwischen der Aufnahme über die Wurzeln und einer äußeren Kontamination der Pflanzenoberfläche durch aufgewirbelten Bodenstaub unterschieden wurde (vgl. REISCHL et. al., 1989). Die im Sondergutachten „Altlasten" durchgeführten Abschätzungen gehen ebenfalls von dieser umfassenderen Definition des Transferfaktors aus (SRU, 1989, Tz. 248).

1823. Rechnet man mit diesen Transferfaktoren, ausgehend von einer Bodenkonzentration an TCDD-Äquivalenten im Bereich von 4 bis 1450 pg/kg nach 30 Jahren, ergäbe sich eine Konzentration in den Pflanzen zwischen 0,04 und 145 pg/kg. Erfahrungen mit anderen persistenten chlororganischen Verbindungen, wie PCB, weisen jedoch darauf hin, daß ein direkter Transfer Boden/Pflanze vernachlässigbar ist (DFG, 1988 b). Bei den hier durchgeführten Abschätzungen wird dieser Eintragungspfad daher nicht weiter berücksichtigt.

1824. Entscheidend ist die Gesamtbelastung der Pflanzen, die sich aus der Aufnahme über die Wurzeln und der luftgetragenen Deposition zusammensetzt. Wie groß dabei der Anteil der über die Wurzeln aufgenommenen Mengen ist, läßt sich aufgrund der geschilderten Unsicherheiten nicht ermitteln. Hier besteht Forschungsbedarf.

1825. Neben der wahrscheinlich geringen Aufnahme aus dem Boden ist für die Abschätzung der Belastung von Futterpflanzen die Staubdeposition pro

Flächeneinheit, der Flächenertrag und die Expositionszeit der Pflanzen zu berücksichtigen.

Eine Rolle spielt auch die mittlere Verweildauer von staubgebundenen Schadstoffen auf der Oberfläche von Pflanzen. Für PCDD/F liegen keine Messungen vor. Hilfsweise kann hierfür die bei der Berechnung der Strahlenexposition verwendete Verweildauer von 14 Tagen herangezogen werden (Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung, 1990, Anhang 4: Werte zur Berechnung des Radionuklidtransports über den Ingestionspfad und den Sedimentpfad).

Andere Autoren gehen jedoch von einer Verweildauer von nur 7 Tagen aus. Sie begründen dies damit, daß neben Abwaschung und Verwehung auch ein durch Sonneneinstrahlung bedingter Abbau von PCDD/F in Betracht zu ziehen ist (UBA, 1985). Verweilzeiten von 7 bzw. 14 Tagen entsprechen Verweilkonstanten von 0,1 bzw. 0,05 pro Tag.

Bei Grünfutteranbau ist innerhalb einer Vegetationsperiode von 6 Monaten mit einem Flächenertrag von 0,8 kg/m² bzw. 80 dz/ha an Trockenmasse zu rechnen. Bei Weidehaltung verringert sich der Ertrag um ca. 20% auf rund 0,6 kg/m², da nur ein Teil abgefressen wird.

Die Expositionsdauer der Pflanzen hängt von der Art der Bewirtschaftung ab. Bei Beweidung beträgt sie ca. 30 Tage (Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung, 1990, Anhang 4: Werte zur Berechnung des Radionuklidtransports über den Ingestionspfad und den Sedimentpfad).

1826. Hieraus ergibt sich folgende Abschätzung: Bei einer jährlichen Depositionsrate von 31 bis 3100 pg TCDD-Äquivalenten/m², einem Flächenertrag von 0,6 bis 0,8 kg Trockenmasse/m² in der Vegetationsperiode, einer Verweilzeit auf der Pflanze von 7 bzw. 14 Tagen (entsprechend einer Verweilkonstante von 0,1 bzw. 0,05) und einer Vegetationsperiode von 6 Monaten errechnet sich ein Bereich zwischen 1 und 260 pg TCDD-Äquivalenten/kg Trockenmasse.

Geht man von einer jährlichen Depositionsrate von 620 pg TCDD-Äquivalenten/m² Boden, 6 Monaten Vegetationsperiode, einem Ertrag von 0,6 kg Trokkenmasse pro m² und einer Verweilkonstante von 0,1 aus, so ergibt sich als zusätzliche Belastung der Futterpflanzen 25 pg TCDD-Äquivalenten/kg Trockenmasse.

1827. Verwertbare Angaben über Messungen der PCDD/F-Konzentration in Pflanzen werden in der Literatur nicht gefunden. STARTIN et al. (1989) bestimmten Summenwerte polychlorierter Dibenzodioxine und -furane, z. B. 7,7 ng/kg der tetrachlorierten Kongenere insgesamt. Die 2,3,7,8-TCDD-Konzentration lag unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 ng/kg. HATTEMER-FREY und TRAVIS (1987) schätzen für die zusätzliche Belastung durch eine Hausmüllverbrennungsanlage eine Konzentration von 0,12 ng TCDD-Äquivalenten/kg für Grünfutter, wobei 98% der Kontamination auf Staubdeposition zurückgeführt wird, und von 0,015 ng TCDD-Äquivalenten/kg für Gartenprodukte, davon 67% der Kontamination durch Staubdeposition.

Kontamination von pflanzlichen Nahrungsmitteln

1828. Für pflanzliche Nahrungsmittel gelten prinzipiell die gleichen Überlegungen wie für Futterpflanzen. Allerdings spielt die Kontamination durch Staub hier nur eine untergeordnete Rolle, da durch Waschen, Entfernen von Deckblättern und Schälen der anhaftende Staub bei der küchenmäßigen Zubereitung weitgehend entfernt wird.

6.2.2.6.3.4 Anreicherung in der Nahrungskette

1829. Die Hauptmenge an PCDD/F gelangt mit Nahrungsmitteln tierischen Ursprungs in den menschlichen Organismus. Diese sind durch die Anreicherung im Verlauf der Nahrungskette höher belastet als pflanzliche Nahrungsmittel. Da PCDD/F ebenso wie andere lipophile Schadstoffe auch in die Milch übergehen, sind neben Fleisch und Fischen vor allem Milch und Milchprodukte als Belastungsquellen anzusehen. Daher sind Personen, die sich ausschließlich vegetarisch ernähren, weniger belastet als Personen mit üblichen Verzehrsgewohnheiten.

Belastung von Kuhmilch

— Futterverbrauch von Kühen

1830. Eine Milchkuh verbraucht jährlich 3300 bis 3500 kg Futter (Trockensubstanz), d. h. rund 10 kg/Tag (DFG, 1988b). Nach Auskunft der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (Braunschweig) rechnet man bei Weidehaltung mit einem täglichen Bedarf an Grünfutter von 12 bis 14 kg Trockenmasse und 7 bis 11 kg bei Stallhaltung, wenn andere Futtermittel und Kraftfutter zugefüttert werden.

Bei einem Futterverbrauch einer Milchkuh von 7 bis 14 kg Trockenmasse täglich, je nach Weide- oder Stallhaltung, und einer PCDD/F-Konzentration zwischen 1 und 260 pg TCDD-Äquivalenten/kg in der Futterpflanze durch Staubdeposition (Tz. 1826) läßt sich für die tägliche Aufnahme von TCDD-Äquivalenten auf diesem Weg ein Bereich zwischen 7 und 3600 pg errechnen.

Bei einer Kontamination der Futterpflanzen mit 25 pg TCDD-Äquivalenten/kg Trockenfutter (vgl. Tz. 1826) und 10 kg Futterverbrauch pro Tag errechnet sich eine tägliche Aufnahme der Kuh von 250 pg TCDD-Äquivalenten, zu der bis zu 100 pg TCDD-Äquivalente durch das Mitfressen von 1 kg Boden hinzukommen können (vgl. Tz. 1832). Die tägliche Aufnahme würde somit 350 pg TCDD-Äquivalente betragen. Bei einer Resorptionsrate von 50% wäre die Kuh mit ca. 175 pg TCDD-Äquivalenten täglich belastet.

1831. HUTZINGER (1990) gibt für die Gesamtbelastung einer Kuh, inklusive der Hintergrundbelastung und unter Berücksichtigung der Aufnahme von Boden, 6900 pg TCDD-Äquivalente pro Tag an. HATTEMER-FREY und TRAVIS (1987) schätzen im Bereich einer Hausmüllverbrennungsanlage eine zusätzliche tägliche Aufnahme mit dem Futter von 110 pg TCDD-Äquivalenten.

— Aufnahme von Boden durch Kühe

1832. Kühe nehmen bei Weidehaltung je nach Vegetationsdichte bis über 10 % der Futtermenge an Boden auf (FRIES, 1987); die aufgenommene Bodenmenge kann damit bis zu 1 kg pro Tag betragen (SRU, 1989, Tz. 242). Die LAGA (1989) gibt 0,7 kg, TRAVIS und HATTEMER-FREY (1987) 0,1 kg an. Eine Literaturauswertung durch McKONE und RYAN (1989) ergibt einen Mittelwert von 0,4 kg. Das bedeutet, daß weidende Kühe zusätzlich zu kontaminiertem Futter PCDD/F aus dem Boden aufnehmen können.

In nicht spezifisch belasteten Gebieten dürfte die Belastung der Kühe bei einer angenommenen Bodenaufnahme von 1 kg täglich höchstens 1 ng TCDD-Äquivalente betragen, da die durchschnittliche Konzentration im Boden in der Bundesrepublik etwa bei 1 ng TCDD-Äquivalente pro kg Boden liegt. Hinzuzurechnen wären die über die Emission einer Hausmüllverbrennungsanlage eingetragenen Mengen. Im Immissionsmaximum könnten auf diesem Wege täglich zwischen 4 und 1450 pg TCDD-Äquivalente aufgenommen werden, wenn der Boden 30 Jahre lang diesen Emissionen ausgesetzt worden wäre (Tz. 1820); bei einer zusätzlichen Bodenbelastung von etwa 100 pg TCDD-Äquivalenten/kg (Tz. 1821) wären es etwa 100 pg TCDD-Äquivalente pro Tag.

1833. Von der aufgenommenen Menge dürfte nur etwa die Hälfte resorbiert werden, da die Bioverfügbarkeit von PCDD/F aus pflanzlichem Material und Bodenpartikeln höchstens 50 % beträgt. Eine Kuh, deren tägliche Aufnahme 6,9 ng TCDD-Äquivalente betrug, schied 4 ng mit den Faeces und 1,4 ng mit der Milch aus; 1,5 ng verblieben offenbar im Körper der Kuh oder wurden metabolisiert (HUTZINGER, 1990).

— Anreicherung in der Kuhmilch

1834. Die resorbierte Menge an PCDD/F reichert sich im Organismus an und verteilt sich zwischen dem Blut und den einzelnen Organen, wobei im Fettgewebe die höchsten Konzentrationen erreicht werden. Zugleich kommt es zu einer Elimination durch Metabolismus und Ausscheidung mit der Milch sowie mit Harn und Faeces. Die Eliminationshalbwertszeit von PCDD/F bei Milchkühen wird mit 41 Tagen, bei Rindern mit ca. 155 Tagen angegeben (GEYER et al., 1987). Der durchschnittliche Milchertrag einer Kuh liegt nach Auskunft der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft bei 15 bis 16 kg/Tag (vgl. auch DFG, 1988b).

HUTZINGER (1990) gibt nach Untersuchungen an einer Kuh eine Ausscheidung von rund 20 % der aufgenommenen Menge, entsprechend 1,4 ng TCDD-Äquivalente täglich mit der Milch an (vgl. Tz. 1833). Bei einer täglichen Aufnahme von TCDD-Äquivalenten zwischen 11 und 5050 pg mit Futterpflanzen und Boden (Summe der Aufnahme von Boden und Futter; Tz. 1830 und 1832) errechnet sich ein Bereich von 4 bis 2000 pg/kg für die Konzentration im Milchfett. Anderen Angaben zufolge werden nur 2 bis 10 % der aufgenommenen PCDD/F-Menge in der Milch ausgeschieden (FEIGE, 1989), allerdings fehlen Hinweise, woraus sich diese Abschätzung ableitet. Unter Berücksichtigung der in Textziffer 1821 angegebenen Bodenbelastung von 100 pg/kg und einer wahrscheinlichen Kontamination von Futterpflanzen in Höhe von 25 pg/kg (Tz. 1826) errechnet sich eine Aufnahme von 350 pg TCDD-Äquivalenten pro Tag. Bei einer Ausscheidung von 20 % dieser Menge über 15 l Milch ergibt sich somit eine TCDD-Äquivalentenkonzentration von 5 pg/l Milch bzw. 130 pg/kg Milchfett, bei einem Fettgehalt von 3,5 %.

1835. In 11 untersuchten Milchproben in der Umgebung bayerischer Hausmüllverbrennungsanlagen wurden TCDD-Äquivalentkonzentrationen zwischen 0,2 und 1,5 ng/kg Milchfett gefunden. Luft- oder Bodenkonzentrationen wurden dabei jedoch nicht angegeben. In unbelasteten Gegenden in Bayern lag die Konzentration in 3 untersuchten Proben zwischen 0,3 und 0,5 ng/kg Milchfett (StMELF, 1989). Im Ruhrgebiet, wo Luftkonzentrationen von 100 bis 300 fg TCDD-Äquivalente/m^3 vorliegen, wurden im Milchfett 0,9 bis 3,8 ng TCDD-Äquivalente/kg gemessen (BECK, 1990). In Holland und in der Schweiz lagen die TCDD-Äquivalentkonzentrationen in der Umgebung von älteren Hausmüllverbrennungsanlagen bei 6 bzw. 10 ng/kg Milchfett, in ländlichen Gegenden bei 2 ng/kg (vgl. SCHLATTER und POIGER, 1989). Im Mittel ist die Milch in der Bundesrepublik Deutschland mit 0,9 ng TCDD-Äquivalenten/kg Milchfett belastet (BECK, 1990). Daraus ergibt sich, daß die mögliche Zusatzbelastung durch Hausmüllverbrennungsanlagen jedenfalls im Rahmen der oben angegebenen Spannweite liegt und daß für Anlagen, die nicht mehr als 1 ng TCDD-Äquivalente pro m^3 Abgas emittieren, der in Textziffer 1834 errechnete Wert von 130 pg TCDD-Äquivalenten/kg Milchfett plausibel ist.

Anreicherung im Fettgewebe von Rindern

1836. Aus dem Körpergewicht eines Rindes (ohne Magen-Darminhalt) von ca. 540 kg und einem durchschnittlichen Fettgehalt von 15 bis 25 % (Angaben der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft in Braunschweig), entsprechend 81 bis 135 kg, läßt sich die Konzentration im Fettgewebe des Rindes im Gleichgewichtszustand nach folgender Formel berechnen:

$$\text{Konzentration} = \frac{\text{tägliche Aufnahmemenge} \cdot \text{Halbwertszeit}}{\text{Volumen Fettgewebe} \cdot \ln 2}$$

Daraus ergibt sich eine Konzentration im Fettgewebe im Bereich zwischen 6 und 10 000 pg TCDD-Äquivalenten/kg Fettgewebe im Gleichgewichtszustand. Geht man von einer täglich mit Pflanzen und Boden aufgenommenen Menge von 350 pg TCDD-Äquivalenten aus (Tz. 1834), errechnet sich eine TCDD-Äquivalentkonzentration von 720 pg/kg Fettgewebe. Dies entspricht einem Anreicherungsfaktor von mehr als 20 für die Konzentration im Fettgewebe gegenüber der Konzentration im Futter, allerdings einschließlich der mit dem Boden aufgenommenen Menge.

1837. HATTEMER-FREY und TRAVIS (1987) schätzen die Zusatzbelastung durch eine Hausmüllverbrennungsanlage auf 160 pg TCDD-Äquivalente/kg Rindfleisch. Geht man von einem Fettgehalt im

Rindfleisch von 10 % aus, beträgt die Zusatzbelastung 1,6 ng TCDD-Äquivalente/kg Fettgewebe.

1838. Bei der Abschätzung der PCDD/F-Konzentrationen im Fettgewebe von Rindern erhält man höhere Werte als für das Milchfett oder auch für das Fettgewebe von Milchkühen, weil durch die Laktation und die damit verbundene höhere Ausscheidung der PCDD/F auf diesem Weg eine geringere Akkumulation im Fettgewebe stattfindet.

6.2.2.6.3.5 Belastung des Menschen

Atemluft

1839. Bei zusätzlichen Immissionskonzentrationen im Bereich zwischen 1 und 10 fg TCDD-Äquivalente/m^3 (Tz. 1814) ergeben sich bei einem Atemvolumen von 20 m^3/Tag Zusatzbelastungen von 20 bis 200 fg TCDD-Äquivalenten/Tag. Ausgehend von einer Immissionskonzentration von 2 fg TCDD-Äquivalenten/m^3 (Tz. 1814) kommt man zu 40 fg TCDD-Äquivalenten/Tag. Diese Menge kann gegenüber der durchschnittlichen Aufnahme mit der Nahrung vernachlässigt werden. Allein mit dem Milchfett werden 29 000 fg/Tag, entsprechend 0,41 pg/kg Körpergewicht, an TCDD-Äquivalenten aufgenommen (Tz. 1842).

Dies entspricht auch Angaben verschiedener Autoren, wonach ca. 95—98% der Gesamtmenge an PCDD/F mit der Nahrung aufgenommen werden. In der Berechnung von HATTEMER-FREY und TRAVIS (1987) wird dagegen nur die Zusatzbelastung in der Umgebung von Hausmüllverbrennungsanlagen betrachtet, die nach Angaben der Autoren zu ⅔ aus der Nahrung und zu ⅓ aus der Atemluft stammt (Tz. 1856). Diese Berechnung stützt sich auf Schätzungen der Konzentrationen der PCDD/F in der Atmosphäre und in Nahrungsmitteln, die in der Umgebung der Hausmüllverbrennungsanlage produziert werden. Die Autoren gehen davon aus, daß exponierte Personen nur in Ausnahmefällen ausschließlich diese Nahrungsmittel zu sich nehmen. Die Grundbelastung der Bevölkerung mit PCDD/F stammt dagegen auch nach Angaben von TRAVIS und HATTEMER-FREY (1987) nur zu 2 % aus der Aufnahme mit der Atemluft.

Nahrung

1840. Die tägliche PCDD/F-Aufnahme läßt sich berechnen aus der durchschnittlichen täglichen Aufnahme von Nahrungsmitteln und der darin enthaltenen PCDD/F-Konzentration. Dafür werden die im Ernährungsbericht 1984 (DGE, 1984) und im Strahlenschutzrecht (Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung, 1990, Anhang 5: Lebensgewohnheiten der Referenzperson) genannten Werte des Lebensmittelverbrauchs herangezogen (vgl. Tz. 1693).

— Milchfett

1841. Bei einer täglichen Aufnahme von 900 g Milch und Milchprodukten, entsprechend 40 g Milchfett pro Tag, ergibt sich aus dem in Textziffer 1834 berechneten Konzentrationsbereich für TCDD-Äquivalente zwischen 4 und 2 000 pg/kg Milchfett eine tägliche Belastung zwischen 0,16 und 80 pg, entsprechend 0,002 bis 1,1 pg/kg Körpergewicht.

Unter der Annahme einer Konzentration von 130 pg TCDD-Äquivalenten/kg Milchfett (Tz. 1834) nimmt ein 70 kg schwerer Erwachsener im Bereich einer Hausmüllverbrennungsanlage zusätzlich täglich 5 pg TCDD-Äquivalente, entsprechend 0,07 pg/kg Körpergewicht auf, wenn er täglich 40 g Milchfett zu sich nimmt. Diese Berechnung gilt für den Fall, daß sich eine Person ausschließlich von Milchprodukten ernährt, die im Umfeld der Anlage erzeugt worden sind.

1842. Demgegenüber beträgt die durchschnittliche, tägliche PCDD/F-Aufnahme der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland derzeit etwa 29 pg TCDD-Äquivalente mit Milch und Milchprodukten, d. h. 0,41 pg TCDD-Äquivalente/kg Körpergewicht (BECK et al., 1989).

— Andere tierische Nahrungsmittel

1843. Eine tägliche Aufnahme von 15 g Rinderfett führt bei den in Tz. 1836 berechneten Fettgewebskonzentrationen von TCDD-Äquivalenten zwischen 6 und 10 000 pg/kg zu einer täglichen Aufnahme von 0,09 bis 165 pg bzw. 0,001 bis 2,4 pg/kg Körpergewicht. Bei Annahme einer Fettgewebskonzentration von 720 pg/kg (Tz. 1836) beträgt die Aufnahme 11 pg, entsprechend 0,15 pg/kg Körpergewicht.

1844. Besonders zu berücksichtigen ist auch eine zusätzliche Aufnahme durch den Genuß von Hühnereiern (vgl. CHANG et al., 1989), deren Fett in etwa gleiche TCDD-Äquivalentkonzentrationen aufweist wie Rinderfett. Da ein Ei etwa 4 g Fett enthält, beträgt die Belastung durch TCDD-Äquivalente zwischen 0,0003 und 0,6 pg/kg Körpergewicht, wenn täglich ein Ei gegessen wird. Bei einer Fettgewebskonzentration von 720 pg/kg wären es 0,04 pg/kg Körpergewicht.

1845. Die durchschnittlich tägliche Aufnahme der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland an TCDD-Äquivalenten beträgt derzeit etwa 24 pg (0,33 pg/kg Körpergewicht) mit Fleisch, 4 pg (0,06 pg/kg Körpergewicht) mit Eiern und 33 pg (0,5 pg/kg Körpergewicht) mit Fisch (BECK et al., 1989).

Da zu berücksichtigen ist, daß bei Tierhaltung, z. B. von Schweinen, überwiegend industriell hergestelltes Futter verwendet wird, so daß es selbst in der Umgebung einer Hausmüllverbrennungsanlage nicht in so hohem Ausmaß zu einer Akkumulation der PCDD/F in tierischem Gewebe kommen wird, wird die Belastung durch Verzehr von Fleisch von diesen Tieren nicht in die Modellrechnung einbezogen.

— Pflanzliche Nahrungsmittel

1846. Entsprechend den in Textziffer 1826 errechneten Konzentrationen in Pflanzen wäre mit einer Belastung pflanzlicher Lebensmittel mit TCDD-Äquiva-

lenten in einem Bereich von 1 bis 260 pg/kg Trockenmasse bzw. 0,15 bis 39 pg/kg Feuchtgewicht zu rechnen, wenn man davon ausgeht, daß das gesamte Gemüse wie Futterpflanzen kontaminiert ist. Das würde bei einer täglichen Aufnahme von 850 g pflanzlichen Lebensmitteln eine Aufnahme zwischen 0,13 und 33 pg TCDD-Äquivalenten, entspechend 0,002 bis 0,5 pg/kg Körpergewicht bedeuten. Geht man von 25 pg/kg Trockenmasse (Tz. 1826) bzw. etwa 3,8 pg/kg Feuchtgewicht aus, entspricht das bei einer täglichen Aufnahme von 850 g Gemüse ca. 3 pg TCDD-Äquivalenten und bedeutet eine tägliche Aufnahme von 0,05 pg/kg Körpergewicht. Bei dieser Abschätzung wird allerdings außer acht gelassen, daß die Schadstoffaufnahme mit kontaminierten pflanzlichen Nahrungsmitteln durch Waschen, Schälen usw. erheblich vermindert werden kann.

HATTEMER-FREY und TRAVIS (1987) gehen von einer zusätzlichen Belastung von 15 pg TCDD-Äquivalenten/kg bei Gartenobst und -gemüse durch eine Hausmüllverbrennungsanlage aus.

1847. Nach Untersuchungen von BECK et al. (1989) führt die gegenwärtige Kontamination pflanzlicher Nahrungsmittel insgesamt zu einer täglichen Aufnahmemenge von maximal etwa 4 pg TCDD-Äquivalenten, d. h. 0,055 pg/kg Körpergewicht. Da allerdings die Konzentrationen der PCDD/F in pflanzlichen Lebensmitteln meist unterhalb der Nachweisgrenze lagen, wurde dieser Wert unter der Annahme berechnet, daß die tatsächliche Belastung die Hälfte der jeweiligen Nachweisgrenze beträgt. Die so berechnete Menge entspricht 5% der Gesamtaufnahme an PCDD/F mit der Nahrung.

6.2.2.6.3.6 Zusammenfassende Betrachtung der Zusatzbelastung des Menschen

1848. Eine genaue Abschätzung der Zusatzbelastung durch PCDD/F aus Hausmüllverbrennungsanlagen ist beim gegenwärtigen Kenntnisstand schwierig. Zu zahlreichen Einzelfaktoren, die in die Berechnung eingehen, liegen keine ausreichend abgesicherten Werte vor. Daher kann sich aus den Modellrechnungen ein weiter Bereich zwischen Minimal- und Maximalwert ergeben (vgl. Tab. 6.2.14). Tatsächlich gemessene Konzentrationen, die sich aus der Gesamtbelastung aus sämtlichen Quellen ergeben, werden teilweise von den mit Hilfe der Modellrechnungen erhaltenen Werten weit übertroffen. Der weite Bereich zwischen den Minimal- und Maximalwerten kommt zustande durch die Spanne bei den Parametern, die als Multiplikatoren in die Berechnung eingehen (vgl. Tab. 6.2.13). In der rechten Spalte der Tabelle 6.2.14 sind die Ergebnisse einer Modellrechnung zusammengestellt, die man erhält, wenn bei den in Tabelle 6.2.13 angegebenen Parametern ebenfalls die in der rechten Spalte aufgeführten Werte verwendet werden.

1849. Unter Berücksichtigung der Werte aus Tabelle 6.2.14 ergeben sich die in Tabelle 6.2.15 zusammengestellten, im Abschnitt 6.2.2.6.3.5 berechneten zusätzlichen Belastungen von Personen, wenn sie sich ausschließlich von Nahrungsmitteln ernähren, die im Umfeld einer Hausmüllverbrennungsanlage mit Emissionen von 1 ng TCDD-Äquivalenten/m³ erzeugt worden sind.

1850. Wie in Textziffer 1814f. dargestellt, liegt die zusätzliche Luftbelastung durch Emissionen einer Hausmüllverbrennungsanlage in etwa im Bereich der PCDD/F-Konzentration unbelasteter Gebiete. Eine zusätzliche Belastung über die Atemwege erscheint damit von nachrangiger Bedeutung.

1851. Die hier beschriebenen Modellrechnungen enthalten zahlreiche Parameter, die nicht genau bekannt sind. Daher ergeben sich je nach Wahl der einzelnen Parameter (vgl. Tab. 6.2.13) große Unterschiede in der Belastung. Dies wird bei der vorgelegten Abschätzung mit den als Bereich angegebenen Werten verdeutlicht (vgl. Tab. 6.2.14 und 6.2.15). Für Ergebnisse in der rechten Spalte der Tabellen 6.2.14

Tabelle 6.2.15

Zusätzliche tägliche Aufnahmemengen durch eine Hausmüllverbrennungsanlage mit einer Emission von 1 ng TCCD-Äquivalenten/m³

Aufnahme	Nahrungsmittel	TCDD-Äquivalente (pg/kg Körpergewicht)	
		minimaler und maximaler Wert unter Verwendung des Parameterbereichs in Tab. 6.2.13	bei Verwendung der gewählten Werte aus Tab. 6.2.13
900 g	Milch und Milchprodukte (40 g Fett)	0,002 –1,1	0,07
15 g	Rinderfett	0,001 –2,4	0,15
850 g	Gemüse und Obst (kontaminiert wie Futterpflanzen)	0,002 –0,5	0,05
1	Ei (4 g Fett)	0,0003–0,6	0,04
	Summe	0,005 –4,6	0,31

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

und 6.2.15 wurden Parameter (Tab. 6.2.13) gewählt, die nach Angaben in der Literatur und beim Vergleich mit experimentell erhobenen Daten plausibel sind.

1852. HINRICHSEN (1989) kommt in seinen Berechnungen unter der Annahme 10fach höherer PCDD/F-Emissionen bei Selbstversorgern im Bereich einer Hausmüllverbrennungsanlage zu zusätzlichen täglichen Aufnahmen über die Nahrung von ca. 7 pg TCDD-Äquivalenten pro kg Körpergewicht, daß heißt einen ca. 20fach höheren Wert, betont dabei jedoch ebenfalls die unzureichende Datenlage.

McKONE und RYAN (1989) beschäftigen sich mit der Variationsbreite der TCDD-Aufnahme über die Nahrungskette und kommen dabei zum Ergebnis, daß sich aufgrund der Unsicherheiten bei den eingesetzten Daten der 90 %-Konfidenzbereich der geschätzten Aufnahme über eine Größenordnung von 2 Zehnerpotenzen erstreckt. Legt man ihrem Rechenmodell eine zusätzliche Immissionsbelastung von 2 fg TCDD-Äquivalenten/m^3 und eine zusätzliche Bodenbelastung von 100 pg TCDD-Äquivalenten/kg zugrunde (Tab. 6.2.14), kommt man zu mittleren Aufnahmemengen mit der Nahrung, die sich in der gleichen Größenordnung wie in der hier vorgelegten Modellrechnung (Tab. 6.2.15) bewegen.

1853. Die Unsicherheiten bei der Abschätzung der Zusatzbelastung durch eine Hausmüllverbrennungsanlage sind demnach erheblich. Dies liegt an den experimentell wenig abgesicherten Parametern, wie Ablagerungsgeschwindigkeit, Transferfaktoren aus Boden und Luft in pflanzliche und tierische Nahrungsmittel, Stabilität in Luft, Boden und Nahrungsmitteln (vgl. Abschn. 6.2.2.6.3.1 bis 6.2.2.6.3.4). Weiterhin ist ungeklärt, wie sich dabei die einzelnen Kongeneren im Vergleich zu 2,3,7,8-TCDD verhalten. Hier besteht großer Forschungsbedarf. Schließlich ist darauf hinzuweisen, daß die Aussagekraft der Modellrechnungen bisher nicht bei allen Parametern durch analytische Daten verifiziert worden ist. Erforderlich sind daher Untersuchungen, die gleichzeitig die Emissionen einer Anlage, die daraus resultierenden Immissionskonzentrationen, die Belastung von Böden, von pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln und die Belastung der exponierten Personen beinhalten, unter Berücksichtigung der bereits bestehenden Belastung.

6.2.2.6.4 Bewertung der Belastung durch polychlorierte Dibenzodioxine und -furane

1854. Für die Beurteilung einer möglichen Gesundheitsgefährdung der Bevölkerung ist die Kenntnis der gesamten Exposition über alle Belastungspfade maßgeblich. Die durchschnittliche Belastung in der Bundesrepublik Deutschland läßt sich aufgrund von Lebensmittelanalysen auf derzeit 1,3 pg TCDD-Äquivalente nach BGA pro kg Körpergewicht beziffern (BECK et al., 1989). Daraus läßt sich mit Hilfe von pharmakokinetischen Modellen eine Konzentration im Fettgewebe berechnen, die mit der tatsächlich vorhandenen durchschnittlichen Rückstandsbelastung von 30 bis 40 ng TCDD-Äquivalenten nach BGA pro kg Fettgewebe übereinstimmt. Es ist darauf hinzuweisen, daß die TCDD-Äquivalente nach BGA deutlich unter den in diesem Gutachten verwandten TCDD-Äquivalenten nach I-TE liegen (Tz. 1806). Eine Umrechnung der TCDD-Äquivalente von BGA nach I-TE ist nur bei Kenntnis des gesamten Spektrums der Kongeneren möglich (Tab. 6.2.12).

Abschätzungen von verschiedenen Autoren liegen auch für andere Länder etwa in der gleichen Größenordnung (BIRMINGHAM et al., 1989a und b; EPA, 1988). Für Kinder dürfte der Wert infolge der relativ zum Körpergewicht höheren Nahrungsaufnahme höher liegen (BIRMINGHAM et al., 1989a).

1855. Nach gegenwärtigem Kenntnisstand sind im wesentlichen die Dioxinkongenere 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin, 1,2,3,7,8-Pentachlordibenzodioxin, die drei 2,3,7,8-substituierten Hexachlordibenzodioxine sowie das Furankongener 2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran für die Belastung beim Menschen relevant.

1856. Die zusätzliche Belastung durch die Aufnahme kontaminierter Nahrungsmittel in der Umgebung einer Hausmüllverbrennungsanlage mit einer Emission von 1 ng TCDD-Äquivalenten pro m^3 würde dagegen entsprechend der in Textziffer 1849 und Tabelle 6.2.15 dargestellten Abschätzung etwa 25 % der Grundbelastung in der Bundesrepublik Deutschland betragen; sie wäre mit einer Erhöhung der Konzentration um ca. 10 ng TCDD-Äquivalente pro kg Fettgewebe verbunden. Diese Exposition wurde unter der vereinfachenden Annahme abgeschätzt, daß sich die Betroffenen ausschließlich mit dort auch erzeugten Lebensmitteln ernähren. Dieser Fall dürfte in der Praxis allerdings kaum eintreten.

Bei einem Emissionsgrenzwert von 0,1 ng TCDD-Äquivalenten/m^3, wie er im Entwurf zur 17. BImSchV vorgesehen ist, würde die Zusatzbelastung nur noch 2,5 % der Grundbelastung betragen.

1857. In Missouri (USA) wurden bei Bewohnern eines Gebietes mit hoher Bodenkontamination Konzentrationen zwischen 2,8 und 59,1 ng 2,3,7,8-TCDD/kg Fettgewebe gefunden, bei Personen, die sich mindestens einmal pro Woche auf hoch kontaminierten Pferderennbahnen aufgehalten hatten, zwischen 5,0 und 577 ng 2,3,7,8-TCDD/kg Fettgewebe. Bei beruflich exponierten Personen einer Hexachlorophen-Fabrik und eines Fuhrparks, in dem kontaminiertes Öl versprüht worden war, lagen die Konzentrationen im Bereich von 3,5 bis 750 ng 2,3,7,8-TCDD pro kg Fettgewebe. Bei keiner der untersuchten Personen waren klinisch relevante Krankheitserscheinungen beobachtet worden (PATTERSON et al., 1986).

Bei einer Bauernfamilie, die in der Nähe eines Verschrottungsbetriebes lebt, wurden im Blut Konzentrationen im Bereich von 600 bis 1 600 ng TCDD-Äquivalenten, bezogen auf 1 kg Blutfett, beobachtet. Die Konzentrationen von PCDD/F im Blutfett und im Fettgewebe sind etwa gleich. Krankheitserscheinungen sind bei diesen Personen bislang nicht beobachtet worden (SCHLATTER und POIGER, 1989).

Bei Kindern aus der am höchsten belasteten Zone A in Seveso wurden Konzentrationen von 17,7 bis 56 660 ng 2,3,7,8-TCDD/kg Blutfett gefunden; die Hälfte dieser Kinder hatte Chlorakne, die aber teilweise auf direkten Kontakt und weniger auf systemische Wir-

kung zurückgeführt wurde. Andere Symptome sind bisher nicht beobachtet worden (CARAMASCHI et al., 1981; MASTROIACOVO et al., 1988; MOCARELLI et al., 1988; POCCHIARI et al., 1979). Allerdings ist die Beobachtungszeit noch nicht ausreichend, um Spätfolgen, wie eine mögliche kanzerogene Wirkung, auszuschließen.

Bei Arbeitern in einem Betrieb zur Herstellung von 2,4,5-Trichlorphenol wurden 32 Jahre nach einem Unfall aus Konzentrationen von 11 bis 141 ng 2,3,7,8-TCDD/kg Fettgewebe und einer Halbwertszeit von 6,4 Jahren auf eine anfängliche 2,3,7,8-TCDD-Belastung mit 930 bis 12 000 ng/kg Blutfett geschlossen. Bei diesen Personen wurden Chlorakne, Leberfunktionsstörungen und Müdigkeit beschrieben. Allerdings dürfte in diesem Fall eine Mischexposition auch gegenüber anderen chlororganischen Verbindungen stattgefunden haben.

1858. Bei hochexponierten Personengruppen, bei denen Chlorakne aufgetreten war, sind Konzentrationen bis zu 57 000 ng TCDD-Äquivalente/kg Fettgewebe beobachtet worden. Selbst bei einer Erhöhung der Grundbelastung im Körperfett mit PCDD/F um 25 %, die durch die Emission einer Hausmüllverbrennungsanlage entstehen könnte (Tz. 1856), ist der Abstand zu den Konzentrationen im Fettgewebe, die bei hochexponierten Personen gefunden wurden, noch sehr groß.

1859. Entsprechende Informationen sind auch aus den Ergebnissen von Tierversuchen zu entnehmen. So betrug bei Ratten, die zwei Jahre lang täglich 1 ng 2,3,7,8-TCDD/kg Körpergewicht erhielten, die durchschnittliche 2,3,7,8-TCDD-Konzentration 540 ng/kg Fettgewebe bzw. 540 ng/kg Lebergewebe, ohne daß eine Wirkung beobachtet wurde. Bei 2,3,7,8-TCDD-Konzentrationen von 1700 ng/kg Fettgewebe bzw. 5100 ng/kg Lebergewebe, die bei einer täglichen Dosis von 10 ng 2,3,7,8-TCDD/kg Körpergewicht erreicht wurden, traten unter anderem Gewichtsverlust und eine signifikant erhöhte Anzahl neoplastischer Knötchen in der Leber auf (KOCIBA et al., 1978).

1860. Für die toxikologische Bewertung der PCDD/F spielt allerdings nicht nur die Auslösung der Chlorakne, sondern in erster Linie die kanzerogene Wirkung eine Rolle, die für 2,3,7,8-TCDD und für eine Mischung zweier Hexachlordibenzodioxine im Tierversuch nachgewiesen wurde. Die kanzerogene Wirkung beruht offenbar auf den promovierenden Eigenschaften dieser Substanzgruppen, denn gentoxische Wirkungen konnten bisher nicht beobachtet werden.

1861. In den bisher vorliegenden epidemiologischen Untersuchungen konnte ein möglicher Zusammenhang zwischen einer relativ hohen Exposition gegenüber PCDD/F und einer Erhöhung der Tumorinzidenz bzw. Krebsmortalität beim Menschen weder eindeutig bewiesen noch widerlegt werden (BERTAZZI et al., 1989; ZOBER et al., 1990). Allerdings sind die Fallzahlen der bisher veröffentlichten Studien zu klein, um zu epidemiologisch fundierten Aussagen zu kommen. Andererseits ist gerade in Seveso der Beobachtungszeitraum seit der Exposition noch nicht ausreichend lang, um Aussagen über eine kanzerogene Wirkung machen zu können. Es ist jedoch zu erwarten, daß demnächst präzisere Aussagen möglich sind, da eine sehr gut kontrollierte epidemiologische Studie des National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) in den USA an über 1 000 exponierten Arbeitern veröffentlicht werden wird.

1862. Die duldbare tägliche Aufnahmemenge für 2,3,7,8-TCDD wurde aus Tierversuchen, ausgehend von einer Dosis ohne erkennbare Wirkung (NOEL) von 1 ng/kg Körpergewicht, abgeleitet. Unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors von 1 000 ergibt sich daraus eine duldbare Aufnahmemenge (DTA) von 1 pg 2,3,7,8-TCDD/kg Körpergewicht. Wegen der vergleichbaren Wirkungsweise der PCDD/F kann dieser DTA-Wert entsprechend der Toxizitätsäquivalente (Abschn. 6.2.2.6.1) auf die anderen PCDD/F angewendet werden.

1863. Im Umweltgutachten 1987 hat der Rat insbesondere auf die hohe Belastung der Frauenmilch durch PCDD/F hingewiesen (SRU, 1987, Tz. 1287 ff.). Säuglinge können beim Stillen über das 100fache der für die lebenslange Aufnahme als duldbar angesehenen Tagesdosis zu sich nehmen. Im internationalen Vergleich liegt dabei die Belastung der Frauenmilch in der Bundesrepublik Deutschland mit in der Gruppe der höher belasteten Länder (YRJÄNHEIKKI, 1989). Aus diesem Grund hat der Rat eine nachhaltige Verminderung des Eintrags von PCDD/F in die Umwelt gefordert (SRU, 1987, Tz. 1294). Insgesamt ist eine Zusatzbelastung von 0,3 pg TCDD-Äquivalenten pro kg Körpergewicht und Tag, die im Umkreis von Hausmüllverbrennungsanlagen mit Emissionswerten von 1 ng TCDD-Äquivalenten/m^3 bei ausschließlichen Selbstversorgern noch möglich erscheint, wegen der bereits relativ hohen Grundbelastung von 1,3 pg TCDD-Äquivalenten/kg Körpergewicht bzw. gegenüber dem DTA-Wert von 1 pg TCDD-Äquivalenten/kg Körpergewicht nicht vernachlässigbar. Der Rat begrüßt daher die Absicht der Bundesregierung, die PCDD/F-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen auf 0,1 ng TCDD-Äquivalente/m^3 Abgas zu begrenzen; die damit verbundene maximale Zusatzbelastung bei Eigenversorgern würde dann lediglich 3 % des DTA-Wertes betragen und kann gegenüber der gegenwärtigen Grundbelastung als nicht mehr relevant angesehen werden.

1864. Eine Absenkung der Emissionen auf 0,1 ng TCDD-Äquivalente/m^3 würde auch zu einer meßbaren Abnahme der Bodenbelastung führen. Diese Belastung ist aufgrund der Persistenz der PCDD/F in Böden in der Vergangenheit vor allem durch den Eintrag aus Verbrennungsprozessen und aus der Produktion und Verwendung von Pentachlorphenol und polychlorierten Biphenylen entstanden.

1865. Damit die Verbrennung von Abfällen als relevante PCDD/F-Quelle nicht mehr in Erwägung gezogen werden muß, sieht es der Rat als Ziel weiterer Minimierungsmaßnahmen an, ihren Anteil an den gesamten PCDD/F-Emissionen auf einen Jahresbetrag von 20 g TCDD-Äquivalenten zu senken, womit ihr Beitrag bei gleichbleibendem Eintrag aus anderen Quellen unter 5 % fallen würde. Um diesem Ziel näher zu kommen, sind emissionsmindernde Maßnahmen an älteren Anlagen vordringlich. Bei neuen Anlagen

sieht der Rat die Notwendigkeit zur Einhaltung des geplanten Grenzwertes von 0,1 ng TCDD-Äquivalenten/m³ Abgas.

6.2.2.6.5 Bromierte Dibenzodioxine und -furane

1866. Entsprechend dem Bromanteil im Abfall ist neben den chlorierten Verbindungen auch die Bildung von bromierten bzw. gemischthalogenierten Dibenzodioxinen und -furanen möglich. Der Bromgehalt im Hausmüll beträgt allerdings normalerweise nur 1 bis 4 % der Chlormenge (BUSER, 1987). Aus statistischen Gründen sind daher in der Mehrzahl keine Polybrom-, sondern Monobrompolychlorderivate zu erwarten. In Flugstäuben aus Hausmüllverbrennungsanlagen konnten inzwischen solche Verbindungen in wesentlich geringeren Mengen als die der reinen Chlorderivate nachgewiesen werden (HOSSEINPOUR et al., 1989). Diese Verbindungen sind bisher kaum toxikologisch untersucht; allerdings ist aus den bisherigen Kenntnissen über bromierte Dibenzodioxine nicht zu erwarten, daß ihre Toxizität gegenüber den chlorierten Strukturanalogen wesentlich höher ist. Die geringere Stabilität der Kohlenstoff-Brom-Bindung im Vergleich zur Kohlenstoff-Chlor-Bindung läßt außerdem eine weniger stark ausgeprägte Persistenz dieser Verbindungen erwarten.

Gegenüber den PCDD/F sind daher die bromhaltigen Vertreter dieser Verbindungsklasse in Hausmüllverbrennungsanlagen von geringerer Bedeutung.

6.2.2.7 Schadstoffe in Verbrennungsrückständen und in Abgasreinigungsprodukten

1867. Im Gegensatz zu den mit den Abgasen emittierten Schadstoffen läßt sich aus den Konzentrationsangaben in den Verbrennungsrückständen und den Produkten der Abgasreinigung die Exposition des Menschen gegenüber diesen Stoffen nicht voraussagen. Das Gefährdungspotential ist nicht direkt vom Schadstoffgehalt in den Rückständen abhängig, sondern von der aus diesen Rückständen in die Umwelt gelangenden Schadstoffmengen. Dies ist nicht nur von den stofflichen Eigenschaften abhängig, sondern wesentlich auch von der Art der weiteren Behandlung der Rückstände, insbesondere von der Art der Deponierung. Eine Betrachtung des Gefährdungspotentials der Rückstände bzw. Reinigungsprodukte muß daher ihren weiteren Verbleib mitberücksichtigen.

1868. Aufgrund der hohen Verbrennungstemperaturen enthalten die Verbrennungsrückstände und im allgemeinen auch die Rauchgasreinigungsprodukte nur nichtflüchtige Substanzen. Ein Eintrag in die Umwelt erfolgt daher hier in der Regel über das Medium Wasser. Denkbar ist zwar auch eine Kontamination durch Verwehungen von Stäuben oder eine direkte Aufnahme von Schadstoffen aus abgelagerten Rückständen; durch entsprechende Sicherungsmaßnahmen sollten diese Kontaminationswege jedoch ausgeschlossen sein und werden hier nicht weiter verfolgt.

Kontaminiertes Wasser kann entweder als Abwasser aus der Rückstandsbehandlung in den Hausmüllverbrennungsanlagen direkt anfallen in Form von Schlackenlöschwasser und als Abwasser aus der nassen Rauchgasreinigung oder als Sickerwasser nach Ablagerung der Schlacken und Filterstäube. Damit ist eine Verunreinigung von Oberflächenwasser sowie von Grundwasser möglich. Eine Exposition des Menschen kann als Folge der Transportvorgänge und der Anreicherung von Schadstoffen in der Nahrungskette über das Trinkwasser oder über Nahrungsmittel erfolgen. Aufgrund der Ausbreitungsbedingungen und damit verbundener Verdünnungs- und Vermischungsvorgänge ist in der Regel eine quantitative Zuordnung der Schadstoffe, gegenüber denen der Mensch am Ende der Nahrungskette ausgesetzt ist, und den Quellen, aus denen sie stammen, nicht ohne weitere möglich.

1869. Zur Beurteilung des kontaminiertes Grund- und Oberflächenwassers selbst stehen verschiedene Qualitätskriterien zur Verfügung, die unterschiedliche Schutzgüter und Nutzungen berücksichtigen. Hinsichtlich der Eignung als Trinkwasser können die Trinkwasserverordnung, die EG-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Bedarf und die WHO-Richtlinie zur Trinkwasserqualität herangezogen werden. Weiter gibt es Vorschläge für Wasserqualitätskriterien, die die Kontamination von Fischen in bezug auf ihre Eignung als Lebensmittel, die landwirtschaftliche Nutzung von Wasser als Tränkwasser oder zur Beregnung, den Schutz der aquatischen Ökosysteme oder die Kontamination von Schwebstoffen und Sedimenten berücksichtigen (DINKLOH, 1989; WACHS, 1989).

1870. Als Maß für die mögliche Wasserbelastung mit Schadstoffen gilt die Eluierbarkeit dieser Stoffe im Eluattest. Die verschiedenen Testverfahren variieren hinsichtlich der Einwirkungsdauer, des pH-Wertes bzw. der Zusammensetzung des zum Test eingesetzten Wassers, der Wassermenge u. a. Eine Umrechnung der im Labor unter standardisierten Bedingungen gewonnenen Ergebnisse des Eluattests auf die in der Praxis tatsächlich zu erwartende Wasserbelastung ist meist nicht möglich, da das in der Praxis auf die Rückstände einwirkende Wasser in seiner Menge und seiner Zusammensetzung nicht immer ausreichend bekannt ist. Eluattests können daher nur relative Anhaltspunkte für eine mögliche Kontamination des Wassers liefern. Während der Eluattest nach DEV destilliertes Wasser verwendet, wird der Eluattest in der Schweiz mit saurem Wasser durchgeführt, was den natürlichen Bedingungen des sauren Regens eher entspricht und daher für die Beurteilung geeigneter ist.

Ergebnisse von Auslaugversuchen an aufbereiteter Hausmüllverbrennungsschlacke sind in Abschnitt 5.4.8 und Tabelle 5.4.25 aufgeführt. Ähnliche Werte ergaben sich bei Auslaugversuchen, bei denen verschiedene Schlackefraktionen untersucht wurden (LESCHBER und HOLLEDERER, 1985). Elutionsversuche dieser Autoren mit künstlichem Regenwasser ergaben für Kupfer, Nickel und Zink eine starke Zunahme des mobilisierbaren Anteils auf 4 % und mehr des Gesamtgehaltes. Durch Komplexbildner, die eventuell aus organischem Material entstehen können, ließen sich unter reduktiven Bedingungen hohe Anteile der Schwermetalle, insbesondere von Blei und Nickel, lösen.

In der TA Abfall, Teil 1 sind Anforderungen im Hinblick auf die Eluierbarkeit von Schadstoffen bei der oberirdischen Ablagerung von Abfällen bzw. Reststoffen genannt (Tz. 1565, Tab. 5.5.21). In der Schweiz orientieren sich die Anforderungen bei Anwendung des schärferen Eluattests mit saurem Wasser an den Qualitätszielen für Fließgewässer, die in vielen Parametern mit den EG-Richtlinien für Trinkwasser vergleichbar sind. Werden diese Kriterien eingehalten, können die entsprechenden Abfälle auf sogenannten Inertstoffdeponien abgelagert werden; für Reststoffdeponien gelten ca. zehnfach höhere Eluatwerte. Im Gegensatz dazu sind die Anforderungen in der Bundesrepublik gemäß der künftigen TA Abfall deutlich geringer, sowohl was das Elutionsverfahren als auch die Eluatwerte selbst betrifft. Die vorgeschlagenen Eluatwerte können dabei die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung bzw. der EG-Richtlinie um bis zu zwei Zehnerpotenzen überschreiten. Eine immissonsneutrale Ablagerung würde bei diesen Werten noch keinesfalls erreicht.

6.2.2.7.1 Anorganische Stoffe (ohne Metalle)

1871. Zu den relevanten anorganischen Stoffen in den Verbrennungsrückständen gehören neben den Metallen aufgrund ihrer hohen Löslichkeit insbesondere Chloride, Fluoride und Sulfate.

Chloride

1872. Für Personen mit dem Risiko eines Bluthochdrucks wird als Schwellenwert für die Aufnahme von Kochsalz (NaCl) eine Tagesdosis von 3 g (entspricht 1,8 g Chlorid) angesehen (WEDLER et al., 1989). Im allgemeinen erfolgt die Kochsalzaufnahme mit zubereiteter Nahrung. Für Trinkwasser hat die WHO aus ästhetischen Gründen einen Richtwert von 250 mg Chlorid/l, d. h. im Bereich der Geschmacksschwelle, vorgeschlagen; bei einem täglichen Bedarf von 2 l Wasser würden damit 0,5 g Chlorid aufgenommen.

1873. Eine erhöhte Salzbelastung in den Oberflächengewässern führt neben dem zusätzlichen Aufwand bei der Trinkwassergewinnung auch zu ökotoxikologischen Wirkungen bei aquatischen Organismen. Empfindliche Organismen können ab einer Belastung von 200 mg Chlorid/l beeinträchtigt werden, ein deutlicher Artenrückgang kann bei Konzentrationen zwischen 400 und 2000 mg Chlorid/l eintreten. Allerdings reagieren Wasserlebewesen auf Änderungen der Chloridkonzentration empfindlicher als auf die erhöhten Konzentrationen selbst; bei gleichbleibenden Chloridkonzentrationen können sich spezielle Artengemeinschaften herausbilden. Pflanzen reagieren empfindlich auf erhöhte Chloridbelastungen im Boden.

1874. Eine starke Chloridbelastung geht vor allem von den Rückständen bzw. Reaktionsprodukten der Rauchgasreinigung aus, die als Folge der Minderung von HCl-Emissionen anfallen und den überwiegenden Teil der Chloridfracht von Hausmüllverbrennungsanlagen enthalten. Bei der nassen Rauchgaswäsche entstehen Abwässer mit einer Belastung bis zu 23 g Chlorid/l (Kap. 5.4, Tab. 5.4.28), die bei direkter Einleitung in die Kläranlage zu einer Beeinträchtigung der biologischen Reinigung führen können (HUBER und KLINGL, 1980). Auch bei der Schlackebehandlung fallen Abwässer mit erhöhter Chloridbelastung an (REIMANN, 1989). Falls nicht abwasserfreien Verfahren der Vorzug gegeben wird, muß das Abwasser aus Hausmüllverbrennungsanlagen vor der biologischen Klärung auf unbedenkliche Konzentrationen verdünnt werden.

Ebenso sind im Sickerwasser von Schlackedeponien Konzentrationen zwischen 6 und 20 g Chlorid/l gefunden worden (LAGA, 1984). Auch beim Einsatz von Hausmüllverbrennungsschlacken im Wegebau bzw. in einem Lärmschutzwall ließen sich in verschiedenen Fällen Chloridkonzentrationen über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung im Sickerwasser nachweisen (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 1987; BECK, 1984). Lokal begrenzt sind durch die Salzauswaschungen aus Schlackematerial beim Einsatz im Straßen- und Wegebau Schäden möglich; beispielsweise wurde über Baumschäden, wie sie auch durch den Tausalzeinsatz auftreten, berichtet (GOETZ und GERWINSKI, 1989).

Der Anteil löslicher Bestandteile in der Hausmüllverbrennungsschlacke kann abhängig von der Abfallzusammensetzung und der Behandlung der Schlacke stark schwanken. Nach Angaben von REIMANN (1989) beträgt der Gehalt an Chloriden in der Schlacke ca. 3 g/kg; durch die Behandlung mit Wasser, d. h. bei der Naßentschlackung, sinkt er auf ca. 1,8 g/kg. In verschiedenen Kornfraktionen von Hausmüllverbrennungsschlacken wurden in Abhängigkeit von der Korngröße unterschiedliche Gehalte an leichtlöslichen Salzen gemessen, wobei die Löslichkeit im Feinkorn mit maximal 15 g/kg am höchsten war (LESCHBER und HOLLEDERER, 1985).

1875. Geht man von einer vollständigen Mobilisierung der Chloride aus den Rückständen der Verbrennung und der Rauchgasreinigung aus, ist bei einer Menge von 8,5 Mio. t/Jahr an verbranntem Hausmüll mit einer zusätzlichen Chloridfracht zwischen 40 000 und 130 000 t/Jahr zu rechnen (berechnet nach Tab. 6.2.1). Gegenüber anderen Quellen fällt dies nicht ins Gewicht; allein die hessischen Kaliwerke leiten ca. 500 000 t Chlorid pro Jahr in die Werra, die Chloridfracht der Weser beträgt in Bremen ca. 8 Mio. t/Jahr (BT-Drucksache 11/5081). Die Chlorideinleitung aus Rückständen der Hausmüllverbrennung ist aber nicht deshalb unbedenklich, weil Salzfrachten aus anderen Quellen höher sind. Wie der Rat in seinem Umweltgutachten gefordert hat, müssen die Salzfrachten in den Flüssen so niedrig wie möglich gehalten werden (SRU, 1987, Tz. 953ff.). Dies gilt auch für die Einleitungen von Salzfrachten aus der Abfallverbrennung. Eine Konzentrationsminderung allein durch Verdünnungsmaßnahmen ist deshalb wenig befriedigend. Aus diesem Grund sind insbesondere dann abwasserfreie Verfahren, d. h. Eindampfen der Rückstände, quasitrockene oder trockene Rauchgasreinigung, vorzuziehen, wenn salzarme Ökosysteme durch den Vorfluter tangiert werden. Allerdings müssen die dabei anfallenden leicht wasserlöslichen Rückstände entweder verwertet oder so deponiert werden, daß eine Mobilisierung nicht möglich ist, vorzugsweise in einer

Untertagedeponie. Andernfalls führt die Deponierung über die Belastung des Sickerwassers lediglich zu einer zeitlichen Verzögerung der Chloridfreisetzung.

Fluoride

1876. Für Fluoride gilt in der Trinkwasserverordnung ein Grenzwert von 1,5 mg/l, der dem Richtwert der WHO entspricht. Für die Verteilung der Fluoride auf die Stoffströme der verschiedenen Rückstände gibt es unterschiedliche Angaben (BRUNNER, 1989; REIMANN, 1989; vgl. auch Abb. 5.4.14 und 5.4.15). Ein beträchtlicher Teil ist in der Schlacke enthalten; die Auslaugbarkeit ist jedoch offenbar nicht allzu groß, so daß im Schlackenwaschwasser, im Sickerwasser von Schlackedeponien bzw. in Eluattests selten Konzentrationen auftreten, die wesentlich über den Trinkwassergrenzwert hinausgehen (BECK, 1984; LAGA, 1984; REIMANN, 1989). Erhöhte Fluoridkonzentrationen liegen dagegen im Rauchgaswaschwasser vor; ebenso können aus den festen Rückständen der Rauchgasreinigung größere Fluoridmengen herausgelöst werden.

Sulfate

1877. Erhöhte Sulfatkonzentrationen, die über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 240 mg/l liegen, sind im Schlackenwaschwasser, im Sickerwasser von Schlackendeponien und im Abgaswaschwasser anzutreffen, haben unter toxikologischen Gesichtspunkten jedoch keine Relevanz. Allerdings können mit dem Herauslösen von Sulfaten auch Metallkationen mobilisiert werden.

6.2.2.7.2 Metalle

1878. Entsprechend ihrer Flüchtigkeit gelangen die ursprünglich im Abfall enthaltenen Metalle bzw. ihre Verbindungen in verschiedene Teilströme der Verbrennungs- und Abgasreinigungsprodukte (Abb. 5.4.14 und 5.4.15). Während Chrom, Kupfer und Nickel zum weitaus überwiegenden Teil in der Schlacke verbleiben, gelangen Cadmium, in geringerem Ausmaß auch Blei und Zink in die Filterstäube und Quecksilber vorwiegend in das Rauchgaswaschwasser. Über die Abluft gelangen lediglich nennenswerte Anteile des eingetragenen Quecksilbers (ca. 10% bei Anwendung des Naßverfahren) und des Cadmiums (ca. 2%) in die Umwelt.

1879. Aufgrund des Eintrags der Schwermetalle in Lebensmittel über die Nahrungskette kann sich eine toxikologische Beurteilung nicht auf die Bewertung lokaler Konzentrationsspitzen im Abwasser der Hausmüllverbrennungsanlagen oder in Sickerwässern abgelagerter Schlacken und Filterstäube beschränken, sondern muß die Frachten dieser Stoffe in die Umwelt berücksichtigen. Dabei muß die besondere Aufmerksamkeit den Schwermetallen gelten, bei denen bereits eine hohe Belastung besteht. Wie im Umweltgutachten 1987 dargelegt wurde (SRU, 1987, Abschn. 2.5.4.2 und 3.1.4.5), ist dies insbesondere bei Cadmium und Blei der Fall. Für den aquatischen Bereich, der bei den Emissionen über das Wasser berücksichtigt werden muß, ist außerdem die Quecksilber-Belastung von besonderem Interesse.

Cadmium

1880. Der in die Schlacke überführte Cadmiumgehalt schwankt je nach Abfallzusammensetzung und Verbrennungstemperatur; die angegebenen Werte liegen zwischen 3 und 77 mg Cadmium pro kg Schlacke (REIMANN, 1989; Abschn. 5.4.8, Tab. 5.4.24). Im Eluattest mit destilliertem Wasser ist die Löslichkeit von Cadmium gering und liegt unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 5 µg/l (Abschn. 5.4.8, Tab. 5.4.25). Allerdings nimmt die Mobilisierbarkeit von Cadmium mit sinkendem pH-Wert stark zu. So wurde bei Untersuchungen der Schlacke aus der Hausmüllverbrennungsanlage Mannheim bei einem pH-Wert von 4 wie im sauren Regen für Cadmium eine Eluierbarkeit von 25% gemessen (VEHLOW und VOGG, 1985). Bei einem angenommenen Gehalt von 5 mg Cd/kg Schlacke und einem Schlakkeaufkommen von 3 Mio. t/Jahr könnten unter diesen Bedingungen jährlich ca. 4 t Cadmium mobilisiert werden, was die Emissionen in die Luft übertreffen würde (Tz. 1781). Im Sickerwasser von Schlackedeponien wurden Cadmiumgehalte von 30 bis 150 µg/l festgestellt (LAGA, 1984).

1881. Bis zu 90% des im Abfall enthaltenen Cadmiums wird mit den Filterstäuben abgeschieden, das Gesamtpotential in diesem Material beträgt zwischen 20 und 50 t Cd/Jahr (Abb. 5.4.14 und 5.4.15). Die Löslichkeit der abgeschiedenen cadmiumhaltigen Stäube ist groß; bei einem pH-Wert von 4 können 85% des Cadmiums eluiert werden. Aufgrund der guten Löslichkeit in saurem Milieu kann Cadmium mit dem Abwasser bzw. über Sickerwässer in die Umwelt gelangen.

1882. Von Pflanzen wird Cadmium vergleichsweise gut aufgenommen. Eine Kontamination von Lebensmitteln kann bei Fischen durch belastete Flüsse, bei Pflanzen über eine Bodenbelastung (Klärschlamm, Überschwemmungsgebiete) oder durch Beregnung, bei Nutztieren durch das Verfüttern dieser Pflanzen erfolgen. Zusätzlich erfolgt eine Cadmiumaufnahme mit dem Trinkwasser. Als vorläufiger DTA-Wert wird dabei von der WHO 1 µg Cd pro kg Körpergewicht angesehen (WHO, 1972; Tab. 6.1.3). Die prozentuale Auslastung des DTA-Wertes liegt durchschnittlich bei 40 bis 60%, bei Kindern sogar noch höher (Tz. 1712). Dieser hohe Auslastungsgrad gibt Anlaß zur Sorge.

1883. Insgesamt werden die Cadmiumemissionen ins Abwasser auf 62 t/a geschätzt (UBA, 1977). Welcher Anteil davon auf Abwässer aus Hausmüllverbrennungsanlagen bzw. auf Sickerwasser aus der Deponierung cadmiumhaltiger Rückstände zurückzuführen ist, ist nicht genau bekannt; schätzungsweise betragen diese Anteile zusammen weniger als 10%. Aufgrund der erhöhten Cadmiumbelastung der Umwelt ist der Eintrag von Cadmium über Abwässer aus Hausmüllverbrennungsanlagen bzw. Sickerwässer

aus Rückstandsdeponien so weit wie möglich zu unterbinden. Sofern Hausmüllverbrennungsschlacken lösliche Cadmiumverbindungen enthalten, müssen sie vor der Ablagerung auf Deponien bzw. vor der Verwendung als Straßenbaumaterial durch eine Auslaugung weitgehend entfernt werden; Filterstäube sind so abzulagern, daß ein Zutritt von Wasser nicht erfolgen kann, oder so aufzubereiten, daß keine Wasserbelastung entsteht.

Blei

1884. Bei der Abfallverbrennung gelangen über 60 % der Bleiverbindungen in die Schlacke; der Bleigehalt liegt dort zwischen 2 und 17 g/kg (Abb. 5.4.14 und 5.4.15). Ähnlich wie beim Cadmium führt der Eluattest mit destilliertem Wasser nicht zu Überschreitungen des Trinkwassergrenzwertes von 50 µg Blei/l. Durch Komplexbildner lassen sich unter reduktiven Bedingungen jedoch hohe Anteile des Bleis lösen (LESCHBER und HOLLEDERER, 1985). Erhöhte Bleikonzentrationen bis zu 35 mg/l (Mittelwert 3,2 mg/l) wurden in Eluaten von frischer Schlacke bei pH-Werten um 12 gemessen, bei 14 Tage gealterten Schlakken fiel die Bleikonzentration unter 10 γ/l (GÖRTZ, 1987); dies wird mit der Neutralisation der alkalischen Schlacke durch Kohlendioxid und der Bildung von schwerlöslichen Carbonaten erklärt. Aus Filterstäuben wird Blei bei einem pH-Wert von 4 nur zu einem geringen Teil mobilisiert.

1885. Die Kontamination der Umwelt durch Blei erfolgt hauptsächlich über Stäube, wobei vor allem die Emissionen aus dem Kraftfahrzeug-Verkehr von Bedeutung sind. In Böden wird Blei stark festgehalten, der Transfer in Pflanzen ist gering. Eine Belastung von Lebensmitteln über die Abwässer bzw. Sickerwässer ist daher nicht im gleichen Ausmaß zu erwarten wie im Falle des Cadmiums. Aufgrund der ebenfalls relativ hohen Auslastungsquote von 30 bis 40 % des DTA-Wertes von Blei ist jedoch auch hier durch entsprechende Maßnahmen, wie Alterung und Abdeckung der Schlacke, dafür Sorge zu tragen, daß die Emissionen ins Wasser gering bleiben.

Quecksilber

1886. Quecksilber verdampft bei der Verbrennung der Abfälle und gelangt zunächst in den Abgasstrom. Wird eine effiziente saure Wäsche durchgeführt, so können bis zu 90 % der Quecksilberfracht im Waschwasser zurückgehalten werden (Abb. 5.4.14 und 5.4.15). Ohne spezielle Fällungsschritte bzw. Ionenaustauschverfahren sind in den Abwässern aus der Rauchgasreinigung Quecksilberkonzentrationen anzutreffen, die mit 3,3 bis 5 mg/l um mehrere Zehnerpotenzen über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 1 µ/l liegen und damit eine relevante Quelle für Quecksilbereinträge in die Gewässer darstellen können. Aufgrund der starken Akkumulation von Quecksilber in Fischen — der Anreicherungsfaktor beträgt etwa 10 000 — sind erst bei Wasserkonzentrationen von 0,05 µg Hg/l keine erhöhten Quecksilberkonzentrationen in Fischen zu befürchten (WACHS, 1989). Eine Abscheidung des Quecksilbers aus den Rückständen der Abgasreinigung ist daher geboten.

Chrom

1887. Die Oxidation durch die Verbrennung kann in einigen Fällen auch zu einer Verbesserung der Löslichkeit führen; beispielsweise sind die in der Schlacke enthaltenen Chrom-VI-Verbindungen leichter löslich als die normalerweise beständigeren Chrom-III-Verbindungen. Gleichzeitig sind Chrom-VI-Verbindungen stärker toxisch und werden im Magen-Darm-Trakt rascher resorbiert. Insgesamt ist die Belastung von Nahrungsmitteln mit Chromsalzen jedoch gering, weshalb ein Gesundheitsrisiko durch die Freisetzung von Chrom aus Rückständen der Hausmüllverbrennung nicht zu erwarten ist.

6.2.2.8 Zusammenfassende Bewertung der Verbrennung von Hausmüll

1888. In den letzten Jahren konnten durch technische Maßnahmen wie der Optimierung des Verbrennungsprozesses und der Rauchgasreinigung die Emissionen aus den Hausmüllverbrennungsanlagen wesentlich reduziert werden. Weitere Maßnahmen zur Emissionsminderung sind vorgesehen, so daß davon ausgegangen werden kann, daß die Grenzwerte der Emissionen, die in der TA Luft vom Jahr 1986 vorgegeben sind, in den nächsten Jahren generell wesentlich unterschritten werden.

1889. Auch wenn eine direkte Gesundheitsgefährdung bei Einhaltung der TA Luft durch Hausmüllverbrennungsanlagen unwahrscheinlich ist, sollte aus Vorsorgegründen eine weitere Senkung der Emissionen angestrebt werden. Dies betrifft bei den anorganischen Gasen vor allem die Stickstoffoxide, die im Vergleich zu anderen säurebildenden, auf die Atemwege wirkenden Emissionen noch den größten Anteil besitzen. Die Absenkungen der Emissionswerte, wie sie in der 17. BImSchV vorgesehen sind, werden daher vom Rat begrüßt.

1890. Zur Minderung der Schwermetallbelastung ist in erster Linie die Reduktion der Quecksilberemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen angezeigt, die durch technische Maßnahmen noch nicht in befriedigendem Maße erfolgt und durch Vermeidungsstrategien ergänzt werden muß (vgl. Kap. 4).

Weitere Maßnahmen zur Emissionsminderung metallhaltiger Stäube, wie Antimon-, Arsen-, Cadmium-, Chrom- und Nickelstäube, sind aufgrund des Minimierungsgebotes für kanzerogene Substanzen erforderlich.

1891. In den Abgasen von Hausmüllverbrennungsanlagen werden polychlorierte Dibenzodioxine und -furane vorgefunden. Ihr Beitrag an der ubiquitären PCDD/F-Belastung der Umwelt ist derzeit jedoch nicht genau quantifizierbar. Um Hausmüllverbrennungsanlagen als relevante Quellen für die Emission von PCDD/F auch für die Zukunft auszuschließen, ist eine weitere Senkung der PCDD/F-Emissionen ange-

zeigt. Als Zielwert hierfür gelten Emissionen in der Größenordnung von 0,1 ng TCDD-Äquivalenten pro m^3 Abluft entsprechend dem Entwurf der 17. BImSchV. Darüber hinaus muß bei einem weiteren Ausbau der Hausmüllverbrennung oder bei der Verbrennung von Abfällen in anderen Anlagen der Forderung des Rates entsprochen werden, daß die Gesamtemission an TCDD-Äquivalenten insgesamt nicht mehr als 20 g pro Jahr beträgt.

1892. Die Verbesserungen bei der Abgasreinigung dürfen allerdings nicht dazu führen, daß zusätzliche Emissionsprobleme bei der weiteren Behandlung der Verbrennungsrückstände und Abgasreinigungsprodukte auftreten. Bei ihrer Verwertung, z. B. zur Herstellung von Baustoffen, oder ihrer endgültigen Ablagerung muß langfristig sichergestellt sein, daß dadurch keine erneute Freisetzung von Schadstoffen in die Umwelt erfolgt. Hier ist besonders im Bereich der Schlackenverwertung darauf zu achten, daß es durch entsprechende Behandlungsmaßnahmen der im Straßenbau eingesetzten Schlacken nicht zu Umweltbelastungen durch Mobilisierung von Schwermetallen kommt. Die Verhinderung von umweltschädigenden Emissionen aus der Ablagerung bzw. Verwertung der festen Verbrennungsrückstände aus Hausmüllverbrennungsanlagen ist noch nicht zufriedenstellend gelöst. Der Rat hält es für notwendig, die verschiedentlich vorgeschlagenen Behandlungsmaßnahmen zu erproben und praxisreif zu entwickeln, um eine umweltverträgliche Verwertung der Schlacke zu gewährleisten.

6.2.3 Sonderabfallverbrennung

1893. Die Sonderabfallverbrennung unterscheidet sich von der Hausmüllverbrennung zunächst durch eine breitere Variation der zur Verbrennung kommenden Einsatzstoffe, unter denen sich auch stark giftige Substanzen befinden können. In der Regel ist die stoffliche Zusammensetzung im Vergleich zu Hausmüll jedoch besser bekannt. Während der Lagerung dieser Stoffe können die Emissionen giftiger oder brennbarer Substanzen in die Luft ein zusätzliches Gefährdungspotential bedeuten. Die Verbrennung selbst erfolgt in der Regel in einem Drehrohrofen bei Temperaturen, die meist höher liegen als in Hausmüllverbrennungsanlagen. Die Technik der Abgasreinigung dieser Anlagen unterscheidet sich nicht prinzipiell von derjenigen von Hausmüllverbrennungsanlagen, dementsprechend sind die Emissionskonzentrationen der Schadstoffe denen von Hausmüllverbrennungsanlagen vergleichbar. Durch gezielte Auswahlverfahren und die Technik der Verbrennung wird in Sonderabfallverbrennungsanlagen meist ein höherer Ausbrand erreicht und damit die Emission organischer Verbindungen in die Luft im allgemeinen geringer. Bezüglich der Rückstände der Verbrennung gibt es ebenfalls keine prinzipiellen Unterschiede zur Hausmüllverbrennung. Die mögliche Variationsbreite in der Stoffzusammensetzung der angelieferten Abfälle kann bei der Verbrennung aber dazu führen, daß im Einzelfall auch höhere Emissionen im Rohgas zu erwarten sind, auf die die Abgasreinigungsaggregate ausgelegt sein müssen.

6.2.3.1 Gefährdung durch Lagerung von Sonderabfällen

1894. Sonderabfälle in flüssiger, fester oder pastöser Form werden in der Regel in Spezialbehältern, wie Containern, Tankfahrzeugen oder Kesselwagen, an die Sonderabfallverbrennungsanlagen angeliefert. Vor der Verbrennung müssen sie umgefüllt, gelagert und unter Umständen vorbehandelt, z. B. zerkleinert oder gemischt werden. Diese Vorgänge können jeweils mit der Emission gesundheitsgefährdender oder brennbarer Stoffe verbunden sein. Bei der Vermischung verschiedener reaktiver Stoffe kann es zur Erwärmung und zur Bildung von neuen Schadstoffen kommen, die emittiert werden können. Diese Situation ist jedoch kein Spezifikum der Sonderabfallverbrennungsanlage, sondern liegt bereits in ähnlicher Form beim Abfallproduzenten vor.

1895. Die Schadstoffemissionen führen zu allererst zu einer möglichen Gefährdung derjenigen Personen, die direkt mit diesen Tätigkeiten betraut sind. Darüber hinaus müssen solche Emissionen aber auch als diffuse Quellen für die Belastung der Luft in der Umgebung von Sonderabfallverbrennungsanlagen angesehen werden. Beim Umfüllen verschüttete Flüssigkeiten oder undichte Tanklager können zu einer Belastung von Böden, Grund- oder Oberflächenwasser führen. Größere Mengen an Schadstoffen können auch bei Bränden oder Explosionen freigesetzt werden, die in Sonderabfallverbrennungsanlagen eher vorkommen als in Hausmüllverbrennungsanlagen.

1896. Das Gefährdungspotential ist von den einzelnen Stoffen abhängig, die zur Verbrennung angeliefert werden; es muß im konkreten Einzelfall ermittelt werden und läßt sich nicht pauschal angeben. Zur Beurteilung des gesundheitlichen Risikos der Beschäftigten durch die Inhalation schädlicher Gase und Dämpfe können die MAK-Werte (DFG, 1990) herangezogen werden, die für zahlreiche Stoffe erarbeitet sind. MAK-Werte sind für reine Substanzen abgeleitet, in Sonderabfallverbrennungsanlagen ist in der Praxis jedoch eine Mischexposition zu erwarten. Additive Stoffwirkungen können gemäß der Technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS 403, 1989) berücksichtigt werden. Im Gegensatz zu anderen Arbeitsplätzen ist in Sonderabfallverbrennungsanlagen mit einer ständig wechselnden Stoffpalette zu rechnen, die emittierten Schadstoffe sind dabei häufig nicht in ausreichendem Maße bekannt. Eine Überwachung der Schadstoffkonzentrationen in der Luft ist daher kaum möglich; der Schwerpunkt muß auf vorbeugende, emissionsmindernde Maßnahmen, wie Kapselung, ineinandergreifende Transportsysteme, Lüftungsmaßnahmen usw., gelegt werden. Der Entwurf der 17. BImSchV schreibt beispielsweise die Anwendung des Gaspendelverfahrens vor. Hinweise auf Sicherheitsaspekte, die bei der Lagerung und Verbrennung von Sonderabfällen beachtet werden müssen, finden sich auch in der Literatur (AMSONEIT, 1989; ULLENBOOM und THOENES, 1989).

1897. Diffuse Emissionen durch Lagerung und Umfüllen sind insbesondere bei leichtflüchtigen Stoffen von Bedeutung. Unter Umständen kann die Luftbelastung durch organische Stoffe aus diesem Bereich größer sein als über die Verbrennungsgase (TRAVIS et

al., 1987). Zur toxikologischen Bewertung der Immissionsbelastung aus dieser Quelle sind die gleichen Kriterien anzuwenden wie bei der Immissionsbelastung durch Verbrennungsabgase.

6.2.3.2 Emissionen über die Abgase aus der Verbrennung

1898. Aufgrund der größeren Streubreite der Einsatzstoffe ist in Sonderabfallverbrennungsanlagen mit höheren Emissionsspitzen zu rechnen, auf die die Abgasreinigungsaggregate ausgerichtet sein müssen. Diese erhöhten Anforderungen an die Abgasreinigung führen im allgemeinen dazu, daß die durchschnittlichen Emissionswerte bei Sonderabfallverbrennungsanlagen niedriger als bei Hausmüllverbrennungsanlagen sind (von BECKERATH, 1989; Tab. 6.2.16). Emissionswerte für organische Stoffe im Reingas älterer Sonderabfallverbrennungsanlagen in den USA sind in Tabelle 6.2.10 dargestellt (vgl. Tz. 1800, Abschn. 6.2.2.5).

1899. Aufgrund der normalerweise geringeren Kapazität von Sonderabfallverbrennungsanlagen — die Durchsatzleistungen liegen zwischen 15 000 und 100 000 t/Jahr, bei Hausmüllverbrennungsanlagen dagegen zwischen 100 000 und mehr als 1 Mio. t/Jahr —, sind die emittierten Schadstofffrachten und die Immissionskonzentrationen bei gleichen Emissionskonzentrationen geringer als bei Hausmüllverbrennungsanlagen. Ein höheres Gefährdungspotential ist damit höchstens in bezug auf kurzfristige Immissionsspitzen denkbar.

1900. Die Belastung durch polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane ist bei der Sonderabfallverbrennung gewöhnlich kleiner, da zumeist eine homogenere Stoffzusammensetzung als im Hausmüll vorliegt, auf die die Verbrennungsbedingungen eingestellt werden können. Selbst bei der Verbrennung von polychlorierten Biphenylen (PCB) liegen die PCDD/F-Emissionskonzentrationen unterhalb der durchschnittlichen Emissionskonzentrationen von Hausmüllverbrennungsanlagen (LWA, 1989; MISCHER und SCHNABEL, 1989). Entsprechend geringer sind die damit verbundenen Immissionsbelastungen. Wegen der niedrigeren Emissionskonzentrationen, der geringeren Kapazität und der geringeren Zahl von Sonderabfallverbrennungsanlagen sind die Gesamtfrachten an PCDD/F aus diesen Anlagen wesentlich kleiner als aus Hausmüllverbrennungsanlagen; geschätzt werden Jahresemissionen von ca. 1 g TCDD-Äquivalenten (HAGENMAIER, 1989).

6.2.3.3 Rückstände aus Sonderabfallverbrennungsanlagen

1901. Aufgrund der höheren Verbrennungstemperaturen liegt die Schlacke aus Sonderabfallverbrennungsanlagen meist schmelzflüssig vor. Die Schadstoffe sind damit stärker in die glasartige Matrix eingebunden und damit weniger eluierbar. Damit ist das Gefährdungspotential der Schlacke aus Sonderabfallverbrennungsanlagen eher geringer als bei der Schlacke aus der Verbrennung von Hausmüll. Durch den meist höheren Anteil an brennbaren Bestandteilen im Sonderabfall ist der Schlackeanfall bei Sonderabfallverbrennungsanlagen niedriger und beträgt durchschnittlich nur 10 bis 20 Gewichtsprozent der verbrannten Menge.

Hinsichtlich der Produkte aus der Rauchgasreinigung ergeben sich keine grundsätzlichen Unterschiede zur Verbrennung von Hausmüll.

6.2.4 Pyrolyse von Hausmüll

1902. Die Kenntnisse über die Emissionen aus großtechnischen Pyrolyseanlagen sind im Vergleich zur Abfallverbrennung begrenzt. Die Bewertung muß sich teilweise auf vorläufige bzw. in großtechnischen Anlagen noch nicht abgesicherte Daten stützen, was

Tabelle 6.2.16

Emissionskonzentrationen von Metallen bei einer Sonderabfallverbrennungsanlage mit Naßkondensation (Naßelektrofilter)

Emissionsmittelwerte an Staubinhaltsstoffen (Angaben in mg/m³ bei 11 % O_2 im trockenen Abgas)

		Grenzwert			Grenzwert
Hg ges.	0,123	Σ = 0,2 (Hg, Cd, Tl)	Pb	0,00171	Σ = 5 (Pb bis F)
Cd	0,00003		Cu	0,00027	
Tl	<0,00009		Mn	0,00018	
As	<0,00045	Σ = 1 (As bis Te)	V	<0,00009	
Cr (VI)	0,00036		Sn	<0,00045	
Co	<0,00009		Sb	0,00126	
Ni	<0,00009		Cr (VI)	<0,00036	
Se	<0,00045		CN	<0,00045	
Te	<0,00009		F	0,00478	

Quelle: HERBELL et al., 1989

die Aussagekraft einer solchen Bewertung einschränkt. Einzelheiten zur Technik der Pyrolyse sind in Abschnitt 5.4.3.2 beschrieben.

6.2.4.1 Emissionen in die Luft

1903. In Tabelle 6.2.17 sind die Emissionskonzentrationen der anorganischen Bestandteile im Abgas einer Hausmüllpyrolseanlage den Werten bei Hausmüllverbrennungsanlagen gegenübergestellt. Danach sind die Emissionskonzentrationen bei Pyrolyseanlagen bei gleicher technischer Ausstattung der Abgasreinigung in der gleichen Größenordnung wie bei der Hausmüllverbrennung, allerdings sind die Schwefeldioxidkonzentrationen deutlich geringer.

Tabelle 6.2.17

Vergleich der Emissionswerte von Verbrennung und Pyrolyse von Hausmüll
(Angaben in mg/m³ bei 11% O_2 im trockenen Abgas)

Parameter	Verbrennung	Pyrolyse
	Meßwerte einer modernen Hausmüllverbrennungsanlage	Meßwerte der Hausmüllpyrolyseanlage Burgau
HCl	18	18
HF	0,07	0,2
SO_x	100	10
NO_x	430	380
CO	37	20
Staub	2	2,7

Quelle: SCHOEMBS, 1989

1904. Da die Abgasvolumina bei der Pyrolyse, bezogen auf die eingesetzte Abfallmenge, jedoch nur etwa halb so groß sind wie bei der Hausmüllverbrennung, sind die Schadstofffrachten bei gleichen Emissionskonzentrationen ebenfalls nur halb so groß (Tz. 1323). Demnach ist aus Pyrolyseanlagen eine geringere Luftbelastung mit anorganischen Schadgasen zu erwarten. Dies gilt prinzipiell auch für die Metallemissionen; hier kommt noch hinzu, daß aufgrund der niedrigeren Pyrolysetemperaturen das Brenngas weniger Metalle enthält (Tz. 1358).

1905. Als Hinweis für die Belastung mit organischen Stoffen dient die Kohlenmonoxidkonzentration, die im Abgas von Pyrolyseanlagen etwas geringer ist als bei Hausmüllverbrennungsanlagen (Tab. 6.2.17). Die Konzentrationen der polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) liegen in der Regel unterhalb der Nachweisgrenze. Selbst bei der Pyrolyse von Sonderabfällen mit einem hohen Gehalt an PVC und Kupfer konnte keine Emission von PCDD/F nachgewiesen werden; bei PCB-haltigen Abfällen lag die Summe aller PCDD/F im Rauchgas mit 0,39 ng/m³ weit unter den üblichen Emissionskonzentrationen von Hausmüllverbrennungsanlagen (STABEROW und PIECHURA, 1989). Unterhalb der Nachweisgrenzen lagen dabei auch die Konzentrationen der aromatischen Kohlenwasserstoffe (< 100 µg/m³), der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (< 10 µg/m³) und der PCB (< 1 µg/m³).

1906. Die Konzepte zur Verwertung der Pyrolyserückstände sehen in der Regel einen weiteren Verbrennungsschritt nach Abtrennung der Inertfraktion vor. Dabei kommt es ebenfalls zu Emissionen in die Luft. Aufgrund der erhöhten Metallgehalte und der hohen Verbrennungstemperaturen sind hier weniger günstige Bedingungen als bei der Verbrennung der Pyrolysegase zu erwarten, so daß die Vorteile der Pyrolyse hier zum Teil wieder verloren gehen können. Zuverlässige Emissionsdaten für eine Bewertung fehlen bisher noch. Für das Schwelbrennverfahren, bei dem die Schwelgase zusammen mit der kohlenstoffhaltigen Feinfraktion der Pyrolysereststoffe in einer Hochtemperaturbrennkammer verbrannt werden, wird eine weitgehende Oxidation aller organischen Bestandteile und eine sichere Zerstörung eventuell gebildeter PCDD/F erwartet, eine Bestätigung dafür steht jedoch noch aus. Der Vorteil einer geringeren Abgasmenge, bezogen auf die eingesetzte Abfallmenge, bleibt wegen des geringeren Luftüberschusses bei der Verbrennung erhalten.

1907. Hinsichtlich der Emissionen in die Luft ist die Abfallpyrolyse nach den bisher vorhandenen Daten günstiger zu bewerten als die Hausmüllverbrennung. Dies gilt insbesondere in bezug auf die Emissionen von PCDD/F, die bei Pyrolyseanlagen niedriger sind, solange kein Sauerstoff zutritt. Über Störfallauswirkungen, etwa durch den Zutritt von Sauerstoff, liegen bisher keine Erfahrungen vor. Ob und in welchem Ausmaß bei der Verbrennung der Pyrolyserückstände PCDD/F-Emissionen entstehen, ist ebenfalls unbekannt.

6.2.4.2 Emissionen aus den Rückständen

1908. Bezüglich der Produkte der Rauchgasreinigung von Pyrolyseanlagen besteht kein wesentlicher Unterschied zu Hausmüllverbrennungsanlagen. Der Gehalt an Metallen und insbesondere an PCDD/F ist in den Flugstäuben aus Pyrolyseanlagen zwar geringer, der hohe Salzgehalt und die damit verbundene Löslichkeit sind jedoch ungünstig zu bewerten und machen strenge Anforderungen an die Ablagerung dieser Stoffe notwendig.

1909. Im Unterschied zur Hausmüllverbrennungsschlacke mit ca. 1% Kohlenstoff ist in den Pyrolyserückständen der Gehalt an Kohlenstoff mit 20% relativ hoch, der oxidierbare Anteil des Kohlenstoffs ist in den Pyrolyserückständen ebenfalls erhöht. Der organisch gebundene Wasserstoff beträgt 0,8%, bei Hausmüllverbrennungsschlacke nur 0,1%. PCDD/F konnten nicht nachgewiesen werden; aufgrund der anaeroben Bedingungen während der Pyrolyse ist die Zersetzung der PCDD/F begünstigt. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) sind dagegen im ppm-Bereich im Rückstand vorhanden. Sickerwasser aus Pyrolyserückstandsdeponien ist stärker mit

organischen Bestandteilen belastet als Sickerwasser aus Schlackedeponien; als Inhaltsstoffe wurden Phenole und PAH nachgewiesen (Tz. 1358). Elutionsversuche demonstrieren ebenfalls das höhere Potential an freisetzbaren organischen Bestandteilen im Pyrolyserückstand. Dies macht erhöhte Anforderungen bei der Ablagerung der Pyrolyserückstände erforderlich, um einen ausreichenden Schutz des Grundwassers zu gewährleisten (Abschn. 6.3.4 und 6.3.5).

1910. In den Pyrolyserückständen ist der Gehalt an Neutralsalzen und sonstigen Metallverbindungen zwar erhöht, unter den reduzierenden Bedingungen während der Verschwelung werden allerdings Metalle zum Teil in ihre metallische Form umgewandelt oder sulfidisch gebunden. Sickerwasseruntersuchungen bei Pyrolyserückständen zeigen keine signifikanten Unterschiede zur Müllverbrennungsschlacke hinsichtlich der Schwermetall- und Salzbelastung im Kurzzeittest. Über das Langzeitverhalten von Pyrolyserückständen können dagegen keine Aussagen gemacht werden; eine Remobilisierung der Metalle muß dabei in Betracht gezogen werden.

1911. Zur Verringerung des organischen Schadstoffpotentials wird der Pyrolysereststoff beim Schwelbrennverfahren nach Abtrennung der Metall- und Inertstofffraktion mit dem Pyrolysegas bei 1300 °C verbrannt, wobei sich eine schmelzflüssige Schlacke bildet. Darin sind die Metalle glasartig eingebunden und schwer mobilisierbar. Auslaugversuche mit diesem Material zeigen eine nur sehr geringe Löslichkeit der Metalle, auch bei Elutionsversuchen mit leicht saurem, kohlendioxidgesättigtem Wasser. Die Sickerwasserbelastung aus der Ablagerung dieses Materials ist daher deutlich geringer als bei Schlackedeponien von Hausmüllverbrennungsschlacke. Auch aus der vor der Verbrennung abgetrennten Inertfraktion gehen keine erhöhten Sickerwasserbelastungen aus.

6.2.4.3 Zusammenfassung

1912. Die Pyrolyse von Hausmüll führt nach bisherigen Erfahrungen zu einer Verringerung der Schadstoffemissionen in die Luft. Unter Vorsorgeaspekten ist dabei die geringere PCDD/F-Emission hervorzuheben. Dem steht ein erhöhtes Schadstoffpotential in den Pyrolyserückständen gegenüber, das eine Weiterbehandlung dieser Rückstände erforderlich macht. Die Vorteile der geringeren Luftbelastung durch die Pyrolyse werden dadurch teilweise wieder aufgehoben. Die Verfahren, die zur Bildung von schmelzflüssiger Schlacke führen, bewirken eine Verringerung der Mobilisierbarkeit von Metallen aus den abzulagernden Rückständen; dies ist gegenüber der Schlacke aus Hausmüllverbrennungsanlagen als Vorteil zu werten.

6.3 Toxikologische Bewertung der Emissionen aus Deponien

6.3.1 Einleitung

1913. Von Deponien kann eine Kontamination der Luft, des Bodens und des Wassers ausgehen. Dabei kann die Luft über freigesetzte Gase, Dämpfe oder verwehte Stäube kontaminiert, der Boden durch Staubverwehungen und Deposition und das Grund- oder Oberflächenwasser durch ausgewaschene Stoffe belastet werden. Der Mensch wird durch die genannten Pfade direkt belastet oder indirekt über kontaminierte pflanzliche oder tierische Nahrungsmittel. Die toxikologische Bewertung der Emissionen einer Deponie muß daher jeden dieser Belastungspfade berücksichtigen. Dabei gilt es zunächst, in einem qualitativen Ansatz die möglicherweise vorhandenen Schadstoffe und ihre Menge zu erfassen, um diese dann anhand der zur Exposition kommenden Menge zu bewerten und das Ausmaß des gesundheitlichen Risikos zu bestimmen.

1914. Die Vielfalt der Deponiearten, ihrer Inhaltsstoffe und die Anzahl und Menge der freigesetzten Stoffe ermöglichen keine pauschale Expositionsabschätzung und erlauben keine generellen Aussagen für die Bewertung, sondern erfordern eine individuelle Betrachtung jeder einzelnen Deponie. Daher kann nur die Vorgehensweise für eine Bewertung der Gesundheitsgefährlichkeit einer Deponie beschrieben werden. Dazu werden die möglicherweise emittierten Stoffe und Stoffmengen in Boden, Luft und Wasser und die relevanten Expositionswege dargestellt, die Vorgehensweise zur Abschätzung der daraus resultierenden Belastung der exponierten Menschen und die Grundlagen für eine toxikologische Bewertung dieser Belastung aufgezeigt. Die eigentliche Bewertung erfolgt, wie in Kapitel 6.1 dargelegt, mit Hilfe von Grenzwerten für Wasser, Boden, Luft und Nahrungsmittel, duldbaren täglichen Aufnahmemengen usw.

1915. Unter Berücksichtigung des derzeitigen Wissensstandes über die sich teilweise über sehr lange Zeiträume erstreckenden Vorgänge in einer Deponie lassen sich Wirkungen auf Mensch und Umwelt schwer abschätzen, da längerfristige Erfahrungen fehlen. Dies gilt inbesondere auch für diejenigen neuen Verfahren der Deponietechnik, von denen Verkürzungen ebendieser langsamen Abbauvorgänge in Deponien erwartet werden. Doch fehlen hier Erfahrungen über Art und Ausmaß der zu erwartenden Emissionen, so daß sich noch keine Aussagen über die damit verbundenen Wirkungen auf Mensch und Umwelt treffen lassen.

6.3.2 Belastung durch die Inhalation von Gasen und Stäuben

6.3.2.1 Emittierte Stoffe

6.3.2.1.1 Gasförmige Emissionen

1916. Gasförmige Emissionen ergeben sich bei Deponien durch die Freisetzung von Gasen, die in den abgelagerten Abfällen bereits enthalten sind, durch das Verdampfen von abgelagerten Flüssigkeiten und insbesondere durch die Bildung des eigentlichen Deponiegases beim biologischen Abbau organischer Abfälle. Die Inhaltsstoffe der emittierten Gase können entweder im passiv an der Oberfläche der Deponie gesammelten oder im aktiv abgesaugten Gas bestimmt werden. Bei einer Verwertung als Brenngas oder nach einer Verbrennung in Gasfackeln sind Untersuchungen im Rauchgas der jeweiligen Anlage angezeigt.

1917. Da die Zusammensetzung des Gases, das in die Atmosphäre gelangt, der des passiv austretenden Gases entspricht, sollten für die toxikologische Bewertung vorrangig diese herangezogen werden. Analysen des abgesaugten Deponiegases sind dazu geeignet, weitere toxikologisch relevante Stoffe, die bei der Analyse des passiv ausgetretenen Gases nicht erfaßt werden, festzustellen.

Da die Zusammensetzung des Deponiegases einer noch in Betrieb befindlichen Deponie sehr starken zeitlichen Schwankungen unterliegt, müssen wiederholt Meßreihen durchgeführt werden, um die Belastung der Umgebungsluft abschätzen zu können.

Passiv ausgetretenes sowie abgesaugtes Gas weisen zumeist beträchtliche quantitative Unterschiede hinsichtlich der Anwesenheit chlorierter Kohlenwasserstoffe auf. Generell ist davon auszugehen, daß die Konzentration an Chlorkohlenwasserstoffen im passiv ausgetretenen Gas erheblich niedriger ist als im abgesaugten Gas, während der Methangehalt in der gleichen Größenordnung liegt. Unterschiede dürften in erster Linie auf das unterschiedliche Migrationsverhalten der einzelnen Komponenten im Boden zurückzuführen sein. Unterschiede im Massenstrom der Komponenten an verschiedenen Probenahmestellen reflektieren dagegen in erster Linie die Inhomogenität der Deponie in Bezug auf ihre Zusammensetzung.

1918. Bei Deponien, bei denen der Anteil an abgelagertem organischem Material unter 10—15 % beträgt, wie bei Mineralstoff- oder Sonderabfalldeponien, tritt in der Regel kein Deponiegas auf. Nur bei gleichzeitiger Ablagerung von Siedlungsabfällen, wie auf den Deponien in Gerolsheim oder Georgswerder, ist mit dem Austritt von Deponiegas zu rechnen (Abschn. 5.5.4.4.2).

Nachgewiesene Stoffe und Stoffgruppen

1919. Reines Deponiegas enthält im Mittel ca. 55 Vol.-% Methan und 45 Vol.-% Kohlendioxid, nach Verdünnung mit Luft auch Sauerstoff und Stickstoff. Daneben sind eine Vielzahl von sogenannten Spurenstoffen vorhanden, die mit den Abfällen eingetragen worden oder durch Zersetzungsprozesse entstanden sind. Bei Untersuchungen des Deponiegases mit verschiedenen analytischen Methoden konnten weit

über 100 Stoffe bisher nachgewiesen und identifiziert werden (Abschn. 5.5.3.4.2; DORN und RETTENBERGER, 1987; JANSON, 1988 und 1989; LAGA, 1983 und 1989; LAUGWITZ et al., 1988; RASCHKE, 1987; RETTENBERGER, 1987). Im Inneren einer Deponie wurden ca. 400 gasförmige Komponenten nachgewiesen, von denen etwa 150 mit unterschiedlicher Zuverlässigkeit identifiziert werden konnten (HÖFLER, 1988). In Deponiegasuntersuchungen des TÜV Rheinland (1980) konnten ca. 90 % der Menge und ca. 60 % der Anzahl der auftretenden Stoffe identifiziert werden. Die meisten der Spurenstoffe treten in sehr geringen Konzentrationen auf. Insgesamt beträgt ihr Anteil am Deponiegas ca. 0,15 Vol.-%; die Konzentrationen der Einzelstoffe liegen im Bereich von mg/m^3, bei jüngeren Deponien teilweise höher. In Einzelfällen werden — z. B. als Folge starker Schwefelwasserstoffbildung bei Ablagerung von Gips in älteren Mischdeponien — Konzentrationen von 1 Vol.-% überschritten (DORN und RETTENBERGER, 1987; RETTENBERGER, 1986 und 1987).

Von verschiedenen Expertengremien wurden Stofflisten z. B. für die Beurteilung von Altlasten zusammengestellt (LAGA, 1983 und 1989; SCHULDT, 1988). Diese Listen können als Anhaltspunkt dienen, mit welchen Emissionen im Zusammenhang mit Deponien zu rechnen ist.

1920. Unter den im Deponiegas nachgewiesenen organischen Stoffen findet sich eine große Anzahl von gerad- und verzweigtkettigen aliphatischen Kohlenwasserstoffen, die toxikologisch meist keine große Bedeutung haben (CLAYTON und CLAYTON, 1981; DFG, 1990).

Daneben werden chlorierte Kohlenwasserstoffe, monocyclische Aromaten und einige sauerstoffhaltige organische Verbindungen nachgewiesen, die toxikologisch von Bedeutung sind.

Unter den Spurenstoffen sind auch typische Geruchsstoffe wie schwefelhaltige Verbindungen, Terpene, Amine sowie Aldehyde, niedere Carbonsäuren und -ester, die zwar nur in sehr geringen Konzentrationen auftreten, jedoch zu Geruchsbelästigungen führen können.

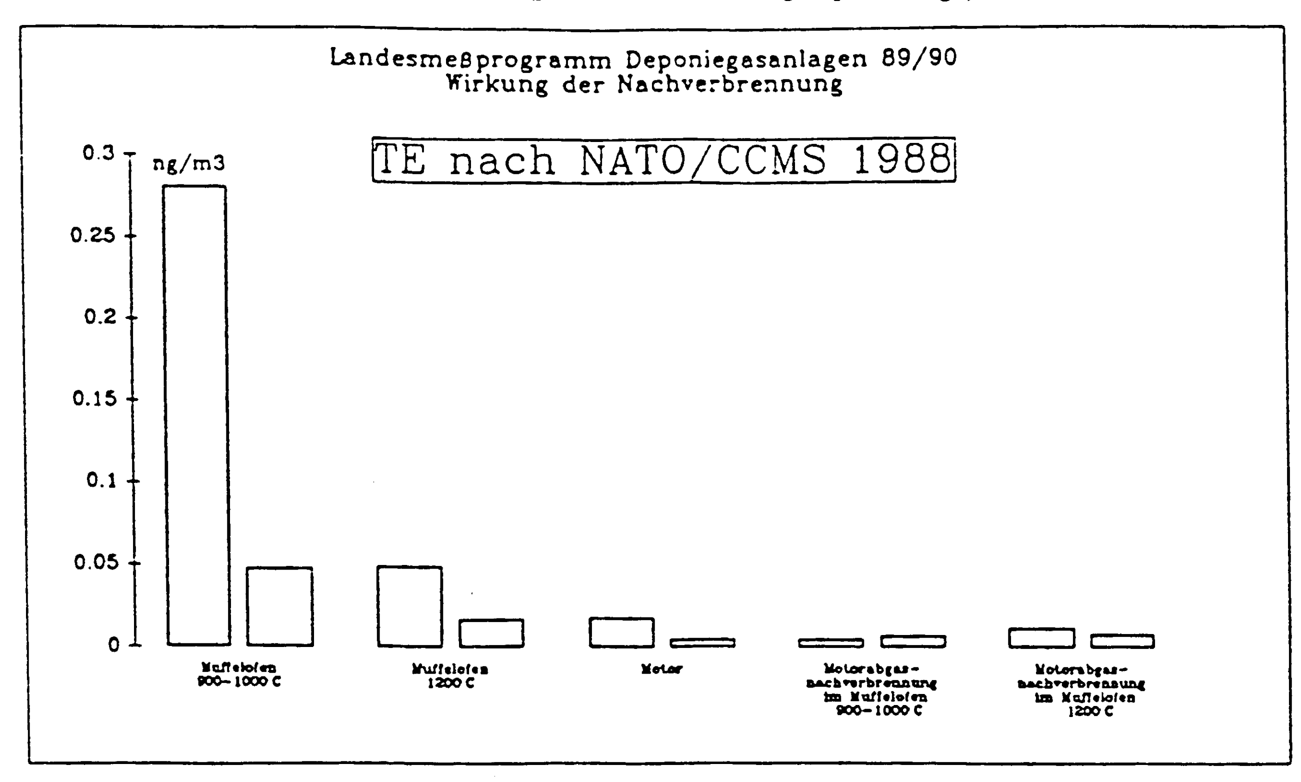
Metalle treten im Deponiegas wegen ihrer geringen Flüchtigkeit mit Ausnahme von Quecksilber höchstens in Spuren auf (vgl. aber Abschn. 6.3.2.1.2).

1921. Ab- und Zunahme von Hauptkomponenten des Deponiegases und von Spurenstoffen in Abhängigkeit vom Alter der Deponie und infolge von Umwandlungsprozessen einzelner Komponenten sind in Abschnitt 5.5.3.4.2 beschrieben (Abb. 5.5.6; WERNER, 1988).

1922. Bei der Verbrennung von Deponiegas werden die organischen Inhaltsstoffe weitgehend zerstört; gleichzeitig entstehen dabei anorganische Gase wie Kohlendioxid, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff, Schwefeldioxid und Stickstoffoxide. Wie bei jeder anderen Verbrennung können zusätzlich problemati-

Abbildung 6.3.1

Toxizitätsäquivalente im Abgas verschiedener Anlagen zur Verbrennung von Deponiegas (jeweils zwei Messungen pro Anlage)



Quelle: WIEMER und WIDDER, 1990

sche Stoffe entstehen (RETTENBERGER, 1986; WERNER, 1988; WIEMER, 1986). Insbesondere bei unvollkommenem Ausbrand von Deponiegasen bei niedrigen oder wechselnden Temperaturen und geringer Verweilzeit in Gasfackeln können sich Kohlenmonoxid, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Halogenkohlenwasserstoffe wie polychlorierte Dibenzodioxine und -furane bilden.

1923. Im abgesaugten Deponiegas konnten keine PCDD/F nachgewiesen werden. In verschiedenen Studien wurden die Abgase bei der Verbrennung von Deponiegas in konventionellen Fackeln, in Hochtemperaturmuffelöfen und in Gasmotoren auf ihre PCDD/F-Gehalte analysiert (ENGEL und TABASARAN, 1990; HASEMANN und RIESKAMP, 1989; MÜLLER und HÖR, 1989; NATO/CCMS, 1988b; ROEDIGER und GLOMM, 1988; WIEMER und WIDDER, 1990). Häufig lagen dabei die Konzentrationen der verschiedenen Homologengruppen der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane im Bereich der Nachweisgrenzen von 0,01 bis 0,1 ng/m^3; in einigen Anlagen bzw. unter besonderen Bedingungen konnten einzelne PCDD/F-Kongenere in der Größenordnung bis zu einigen ng/m^3 gemessen werden. Die TCCD-Äquivalent-Konzentrationen lagen ebenfalls meist deutlich unterhalb von 0,1 ng/m^3, in wenigen Fällen im Bereich über 1 ng/m^3. Eine eindeutige Abhängigkeit zwischen der Art der Verbrennungsanlage und der Höhe der Emissionen läßt sich aus den Untersuchungen nicht ableiten; offensichtlich hat die Betriebsweise, z. B. das Auftreten von Störungen, einen wesentlich größeren Einfluß als die Art der technischen Variante der Anlage (ENGEL und TABASARAN, 1990; WIEMER und WIDDER, 1990; Abb. 6.3.1). Es ist somit möglich, auch bei der Verbrennung von Deponiegas bei sorgfältiger Betriebsführung den für Abfallverbrennungsanlagen vorgesehenen Grenzwert von 0,1 ng TCDD-Äquivalenten pro m^3 einzuhalten bzw. zu unterschreiten.

Beim Vergleich mit den Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen müssen allerdings die unterschiedlichen Normierungen in bezug auf den Sauerstoffgehalt des Abgases und die unterschiedlichen Abgasfrachten beachtet werden (Kap. 6.4; zur Bewertung der Emissionen: Abschn. 6.2.2.6).

1924. Deponiegas ist in der Regel wasserdampfgesättigt. Das bedeutet, daß wasserlösliche Stoffe, z. B. Metalle, aber auch Kohlenwasserstoffe im Kondensat von Deponiegas auftreten können (Tz. 1520ff., Tab. 5.5.16). Bei der Verbrennung können diese Stoffe Ursache für zusätzliche Emissionen sein.

Leitparameter

1925. Die Bedeutung einer möglichst weitgehenden Erfassung von Einzelsubstanzen in Deponiegasen ist unstrittig. Um aber angesichts der kaum überschaubaren Gesamtsituation zu einem vertretbaren Aufwand hinsichtlich der Analytik zu kommen, sollten die Untersuchungen vor allem darauf ausgerichtet werden, Stoffe mit hoher Toxizität oder mit gentoxischer Wirkung zu erfassen. Solche Stoffe besitzen ein hohes Risikopotential, so daß ihr Vorkommen auch in geringer Konzentration toxikologisch relevant sein kann.

Häufig sind Deponiegasuntersuchungen auf sogenannte Leitsubstanzen, z. B. halogenierte und aromatische Kohlenwasserstoffe, beschränkt, die sich relativ leicht nachweisen lassen. Kriterien für die Auswahl sind Umweltrelevanz, toxikologische Bedenklichkeit, Geruchsbelästigung und Beeinträchtigung der Gasverwertung. Für die Bewertung ist diese Beschränkung auf ausgewählte Stoffgruppen vertretbar, da z. B. die im Deponiegas ebenfalls anwesenden aliphatischen Kohlenwasserstoffe gegenüber den halogenierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen eine vergleichsweise geringe Toxizität besitzen. Unter den häufig in Deponiegas nachgewiesenen Stoffen sind die in Tabelle 6.3.1 aufgeführten Substanzen wegen ihres krebserzeugenden Potentials für die toxikologische Bewertung von besonderem Interesse.

Tabelle 6.3.1

Krebserzeugende Stoffe und Stoffe mit begründetem Verdacht auf krebserzeugendes Potential, die in Deponiegas vorkommen können

a) Krebserzeugende Stoffe (Gruppe III A der MAK-Liste)
   - Acrylnitril
   - Benzol
   - Chlorfluormethan
   - 1,2-Dibromethan
   - 1,2-Dichlorethan
   - Dinitrotoluole
   - Epichlorhydrin
   - Vinylchlorid

b) Stoffe mit begründetem Verdacht auf krebserzeugendes Potential (Gruppe III B der MAK-Liste)
   - Chlorethan
   - Dichlormethan
   - Trichlormethan
   - Tetrachlormethan
   - 1,1,2-Trichlorethan
   - 1,1,2,2-Tetrachlorethan
   - Vinylidenchlorid (1,1-Dichlorethen)
   - Trichlorethen
   - Tetrachlorethen

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

1926. In den einzelnen Proben sollte jeweils auch der Gehalt an Methan, Kohlendioxid, Sauerstoff und Stickstoff bestimmt werden. Proben von passiv ausgetretenem Deponiegas, die erhöhte Sauerstoff- und Stickstoffkonzentrationen enthalten, weisen auf frühe Phasen biologischer Umsetzungsprozesse (Abb. 5.5.6) oder niedrigere Oberflächenemissionen hin bzw. sind bereits durch Luftzutritt verdünnt worden (RETTENBERGER, 1986 und 1987). In der obersten Schicht einer Siedlungsabfalldeponie spielen sich aerobe Abbauvorgänge ab, die dazu führen, daß Geruchs- und

andere Spurenstoffe, aber auch Methan oxidiert werden (sogenannter Biofiltereffekt; RETTENBERGER, 1987).

6.3.2.1.2 Staubförmige Emissionen

1927. Mit der Verwehung von Staub auf einer Deponie ist vor allem dann zu rechnen, wenn größere Flächen nicht mit einer besonderen Oberflächenabdichtung versehen bzw. nicht mit Vegetation bedeckt sind. Je nach Art der Deponie und der deponierten Stoffe kann die Belastung des Staubes mit Schadstoffen sehr unterschiedlich sein. Grundsätzlich ist jedoch davon auszugehen, daß gut bewachsene Deponieflächen nicht zu Staubemissionen führen und damit auch nicht näher untersucht werden müssen. Werden Messungen des Staubniederschlags und seiner Inhaltsstoffe vorgenommen, müssen bei der Auswertung der Ergebnisse auch andere Quellen wie nahegelegene Straßen oder landwirtschaftliche Aktivitäten berücksichtigt werden.

Über die Kontamination des Staubes auf Deponien liegen relativ wenig Untersuchungen vor. Im Staub werden vor allem Schwermetallverbindungen und schwerflüchtige organische Stoffe wie Benzo[a]pyren nachgewiesen. Von besonderer Bedeutung für die toxikologische Bewertung der inhalativen Aufnahme kontaminierten Staubes ist neben Art und Konzentration von Schadstoffen auch die Korngröße der Partikel (Abschn. 6.1.1.1).

1928. Als besonderes Problem ist die Ablagerung asbesthaltiger Baustoffe auf Mineralstoff- oder auch Siedlungsabfalldeponien zu nennen. Hier ist durch entsprechende Maßnahmen zu verhindern, daß aus dem abgelagerten Material oder während des Transports Asbestfasern freigesetzt werden (Tz. 1536). Bei Messungen an zwei Großdeponien in der Bundesrepublik Deutschland, auf denen auch asbesthaltige Abfälle gelagert werden, wurden Gesamtstaubkonzentrationen von 100 – 500 $\mu g/m^3$ gemessen. Die Konzentrationen der Asbestfasern mit einer Faserlänge > 5 µm lagen im Bereich von 500 bis 3 500 Fasern/m^3; in der näheren Umgebung der Deponien betrugen sie zwischen 100 und 900 Fasern/m^3. Für sogenannte Reinluftgebiete wird eine Konzentration von 100 Fasern/m^3 angegeben; die Asbestfaserkonzentration kann demnach in deponienahen Gebieten erhöht sein (MARFELS et al., 1988). Deponien, auf denen asbesthaltige Abfälle gelagert wurden, sollten daher so abgedeckt sein, daß kein Austrag möglich ist. Im Zweifelsfalle sollten orientierende Messungen durchgeführt werden.

6.3.2.2 Abschätzung der Exposition von Personen

6.3.2.2.1 Gasförmige Stoffe

1929. Für die toxikologische Bewertung von gasförmigen Emissionen aus Deponien sind die in der Atemluft der belasteten Personen auftretenden Schadstoffe und deren Konzentrationen relevant. Betroffen sind zwar in erster Linie Deponiearbeiter, aber auch die Bevölkerung in nahegelegenen Wohngebieten. Für eine fundierte toxikologische Bewertung sind im Prinzip Immissionsmessungen im Deponiebereich und in den Siedlungsräumen im Umkreis der Emissionsquelle erforderlich. Für eine gesicherte Aussage hinsichtlich der Immissionskonzentrationen ist eine wiederholte Probenahme über einen längeren Zeitraum und unter wechselnden atmosphärischen Bedingungen notwendig.

Bei der Ausbreitung von im Deponiebereich emittierten gasförmigen Schadstoffen in der Atmosphäre ist mit zunehmender Entfernung von der Deponie mit einer zunehmenden Verdünnung der Schadstoffe und damit einer Verringerung des Gefährdungspotentials zu rechnen. Dabei ergeben sich aus den zu erwartenden geringen Konzentrationen Probleme hinsichtlich der Analytik. Daher wird im allgemeinen eine toxikologische Bewertung anhand von Daten aus Deponiegasuntersuchungen vorgenommen. Im Einzelfall, z. B. bei erheblichen Überschreitungen toxikologisch begründeter Grenzwerte und insbesondere bei kanzerogenen Stoffen, ist zu entscheiden, ob Immissionsmessungen erforderlich sind.

Exposition von Deponiearbeitern

1930. Den in der Deponie entstehenden Gasen sind in erster Linie Deponiearbeiter ausgesetzt. Da es sich hierbei um Arbeitsplätze handelt, ist auf die Einhaltung der entsprechenden Arbeitsschutzvorschriften hinzuweisen (z. B. Verordnung über gefährliche Stoffe — GefStoffV, 1986); von den Berufsgenossenschaften sind Sicherheitsregeln für Deponien bzw. für Bauarbeiten in kontaminierten Bereichen erarbeitet worden (BAGUV, 1990; BG, 1989). Denkbar wäre insbesondere eine lokal stark erhöhte Emission an einzelnen Stellen der Deponie. Daneben ist auch die Möglichkeit einer Anreicherung gasförmiger Komponenten, die spezifisch schwerer als Luft sind, wie z. B. Benzol, in Bodensenken auf dem Deponiegelände in Betracht zu ziehen. Dabei handelt es sich aber um lokal und zeitlich begrenzte Ereignisse, die von der Beurteilung der Gesamtsituation unterschieden werden müssen. Die Möglichkeit einer Gasanreicherung bei Ausschachtarbeiten ist zu beachten. Dabei kann es zur Anreicherung von Methan und Kohlendioxid, den Hauptbestandteilen des Deponiegases, kommen. Diese Stoffe sind selbst zwar wenig toxisch, ihr Gefährdungspotential besteht jedoch darin, daß bei hohen Konzentrationen der Anteil des Sauerstoffs in der Atemluft entsprechend vermindert wird.

1931. Beim Übertritt von Deponiegas aus dem Boden in die Atmosphäre ist generell mit einer Verdünnung zu rechnen, deren Größenordnung schwer abzuschätzen ist. Verdünnungsfaktoren, wie sie zunächst hilfsweise benutzt worden sind (BRUCKMANN und MÜLDER, 1982), beinhalten so viele Unsicherheitsfaktoren, daß sie keine verläßliche Basis für eine Expositionsabschätzung bieten.

Wegen dieser Unsicherheiten empfiehlt es sich, für eine grobe Abschätzung der Exposition die Konzentrationen im passiv ausgetretenen Deponiegas heranzuziehen und diese mit den entsprechenden MAK-Werten zu vergleichen. Sind sie höher als die MAK-Werte, sollten orientierende Messungen der Luftkon-

zentrationen in 1,5 m Höhe über dem Boden vorgenommen werden.

Als Obergrenze für toxikologisch duldbare Immissionskonzentrationen für Deponiearbeiter können in diesem Fall bei entsprechender Überwachung die MAK- bzw. TRK-Werte für die jeweiligen Schadstoffe herangezogen werden.

Exposition der Anwohner

1932. Erste Hinweise auf eine mögliche Exposition lassen sich häufig durch Geruchsbelästigungen erhalten. Ihre Beurteilung kann anhand der in der TA Luft aufgeführten allgemeinen Maßstäbe erfolgen. Ein Erlaß des Landes Nordrhein-Westfalen gibt Hinweise zur Durchführung dieser technischen Anleitung (vgl. SRU, 1989, Tz. 190).

1933. Da meist nur Emissionsmessungen in passiv ausgetretenem sowie abgesaugtem Deponiegas bzw. im Abgas von Deponiegasverbrennungsanlagen vorliegen, können zur Abschätzung der daraus resultierenden Immissionskonzentrationen Ausbreitungsberechnungen unter Berücksichtigung verschiedener Witterungsbedingungen und der Hauptwindrichtungen in Anlehnung an die in der TA Luft für punktförmige Emittenten beschriebenen Verfahren durchgeführt werden. Da es sich gerade bei Deponien um Emissionen aus einer größeren Fläche handelt, können solche Ausbreitungsberechnungen nur einen groben Anhalt für die Immissionskonzentrationen geben.

Von RETTENBERGER (1988) sind solche Ausbreitungsberechnungen für das Gebiet um eine Deponie durchgeführt worden. Für das Emissions-Immissions-Verhältnis ergaben sich Werte von 5 700 in der Hauptwindrichtung in 400 m Entfernung (Überschreitungshäufigkeit 1 %) bis zu 150 000 in 2750 m Entfernung (Überschreitungshäufigkeit 3 %). Einige der emittierten Stoffe, insbesondere die schwefelhaltigen Verbindungen Schwefelwasserstoff, Methanthiol, 2-Propanthiol und 2-Butanthiol, besitzen eine hohe Geruchsintensität. Die Geruchsschwellen dieser Stoffe liegen in der Größenordnung von $0,7 \cdot 10^{-8}$ für mg/m³ 2-Propanthiol bis 0,15 mg/m³ für Schwefelwasserstoff (CLAYTON und CLAYTON, 1981). Bei einer Schwefelwasserstoffkonzentration des passiv ausgetretenen Gases von etwa 60 mg/m³ und einem Emissions-Immissions-Verhältnis von 5 700 kommt es in 400 m Entfernung zu einer Immissionskonzentration von etwa 0,01 mg/m³. Damit wäre die Geruchsschwelle für Schwefelwasserstoff noch nicht erreicht. Da es kurzfristig zu höheren Immissionskonzentrationen kommen kann, sind gelegentliche Geruchsbelästigungen in diesem Gebiet vor allem auch durch andere Schwefelverbindungen nicht auszuschließen. Diese geschätzten Immissionskonzentrationen entsprechen größenordnungsmäßig den Konzentrationen an Schwefelwasserstoff, die bei Immissionsmessungen festgestellt worden sind (IWL, 1983). Die verwendeten Werte für das Emissions-Immissions-Verhältnis können demnach zumindest für eine grobe Abschätzung der Immissionskonzentrationen herangezogen werden.

In diesem Zusammenhang ist auch auf die Emissionen hinzuweisen, die durch den Anlieferverkehr entstehen.

6.3.2.2.2 Staub

Exposition von Deponiearbeitern

1934. Eine verläßliche quantitative Abschätzung der Exposition von Deponiearbeitern ist nur anhand genauer Informationen über Staubgehalte der Atemluft, Kontamination des Staubes und Art der Tätigkeit möglich. Da diese Erhebungen sehr aufwendig sind, ist es praktikabler, die Belastung repräsentativ ausgewählter Personen durch Staubsammelgeräte, die während der Arbeitszeit von den einzelnen Beschäftigten getragen werden, zu überprüfen. An einzelnen überprüften Fällen im Bereich von Altlasten ist allerdings zu entnehmen, daß offenbar durch Begehen nicht soviel Bodenstaub aufgewirbelt wird, daß es zu einer erhöhten inhalativen Aufnahme partikelgebundener Schadstoffe kommt.

1935. Erhöhte Staubbelastungen sind weniger im Bereich von Siedlungsabfalldeponien als vielmehr von Sonderabfall- und Mineralstoffdeponien, z. B. bei der Ablagerung von trockenem Bauschutt oder feinkörniger Asche, zu erwarten. Durch Schutzmaßnahmen wie Befeuchten des Deponiematerials, Reinigen der Transportfahrzeuge und rasche Abdeckung der Deponiebereiche können Staubemissionen herabgesetzt werden (BAGUV, 1990). Einen Schutz vor Stäuben bei der Arbeit auf der Deponie bieten gekapselte Fahrerkabinen mit Filtereinrichtungen bei Müllkompaktoren und sonstigen fahrbaren Großgeräten (KOTTE, 1990). Besondere Vorsichtsmaßnahmen sind bei der Ablagerung asbesthaltigen Bauschutts erforderlich (Abschn. 6.3.2.1.2).

Exposition von Anwohnern

1936. Im konkreten Fall einer Bodenaushub- und Bauschuttdeponie wurden über Ausbreitungsberechnungen zusätzliche maximale Staubbelastungen in nahegelegenen Wohngebieten von ca. 6 µg/m³ als Jahresmittelwert bzw. ca. 140 µg/m³ als kurzzeitige Spitzenbelastung unter konservativen Annahmen abgeschätzt (GOERGENS, 1988). Neben der möglichen inhalativen Belastung durch die Stäube muß bei persistenten bzw. akkumulierenden Staubinhaltsstoffen auch die daraus resultierende Belastung von Böden und Pflanzen berücksichtigt werden.

Eine Belastung des Bodens durch Staubverwehungen kann einerseits zu einer direkten Belastung vor allem durch Hand-zu-Mund-Kontakt von Kindern führen (Abschn. 6.3.3.1). Andererseits können die Bewohner indirekt belastet werden durch Aufnahme von Pflanzen, die Schadstoffe aus dem Boden aufgenommen haben oder äußerlich durch Staub kontaminiert worden sind (Abschn. 6.3.3.1). Weiterhin kann es zu einer erheblichen Akkumulation im Organismus von Nutztieren, insbesondere von fettlöslichen organischen Verbindungen und verschiedenen Schwermetallen in bestimmten Organen wie Leber und Niere, kommen.

Eine große Bedeutung kann die Belastung von Nahrungsmitteln wie Obst und Gemüse, Fleisch oder Milchprodukten vor allem für Selbstversorger haben.

6.3.2.3 Vorgehensweise für die toxikologische Bewertung

1937. Die aufgrund von gas- und staubförmigen Emissionen aus Deponien zu erwartenden Immissionskonzentrationen dürften in der Regel so niedrig liegen, daß keine toxischen Wirkungen zur befürchten sind.

Die Schadstoffkonzentrationen liegen, von einzelnen Ausnahmen abgesehen, bereits im unverdünnten passiv ausgetretenen Deponiegas unterhalb der jeweiligen MAK- bzw. TRK-Werte. Da es bereits beim Übertritt aus dem Boden in die bodennahen Luftschichten zu einer beträchtlichen Verdünnung kommt (BRUCKMANN und MÜLDER, 1982; Abschn. 6.3.2.2.1), ist im unmittelbaren Deponiebereich nicht mit einer Gesundheitsgefährdung zu rechnen. Unter der Annahme einer weiteren Verdünnung bei der Ausbreitung in der Atmosphäre, wie sie in Anlehnung an die TA Luft berechnet werden kann, ist eine Gefährdung der Anwohner nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand nicht anzunehmen.

Für die Mehrzahl der im Deponiegas nachgewiesenen Substanzen, z. B. für aliphatische Kohlenwasserstoffe, gibt es Schwellenkonzentrationen, unterhalb derer toxische Wirkungen experimentell nicht nachweisbar und auch aufgrund der jeweiligen Wirkungsmechanismen nicht zu erwarten sind. Eine Gefährdung durch diese Stoffe ist erst bei einer Exposition gegenüber erheblich höheren Konzentrationen als den im Deponiegas gefundenen Werten gegeben. Voraussetzung wäre eine Anreicherung in der Atemluft gegenüber dem passiv ausgetretenen Gas, wie sie bei Bebauung ehemaliger Deponien in Keller- und Wohnräumen beobachtet wurde (SRU, 1989).

1938. Problematisch sind Stoffe mit kanzerogener Wirkung. Von den in Deponien häufig nachgewiesenen Stoffen betrifft dies in erster Linie Vinylchlorid und Benzol, deren krebserzeugende Wirkung beim Menschen nachgewiesen ist, sowie einige Chlorkohlenwasserstoffe, die aufgrund ihrer Wirkung im Tierversuch als potentiell krebserzeugend einzustufen sind. In Tabelle 6.3.1 sind einige der in der MAK-Liste (DFG, 1990) aufgeführten gasförmigen oder leichtflüchtigen Stoffe mit kanzerogener Wirkung zusammengestellt, die im Deponiegas vorkommen können.

Wegen der besonderen Bedeutung dieser Stoffe erscheint ihr gezielter analytischer Nachweis im Deponiegas bzw. nach der Verbrennung im Abgas aus toxikologischer Sicht vorrangig. Bei Vorhandensein nachweisbarer Mengen von kanzerogenen Substanzen ist durch Immissionsmessungen abzuklären, ob eine Belastung in der Umgebung der Deponie auftritt, durch die grundsätzlich ein erhöhtes Risiko gegeben ist, auch wenn es sich um geringe Konzentrationen handelt. Die quantitative Abschätzung dieses Risikos ist allerdings in vielen Fällen derzeit nicht möglich, da entsprechende Untersuchungen fehlen. Hilfsweise kann ein Vergleich mit Immissionskonzentrationen der betreffenden Stoffe, z. B. Benzol, in Reinluftgebieten bzw. unterschiedlich stark belasteten Siedlungsgebieten herangezogen werden, um die relative Höhe der Belastung abzuschätzen.

1939. Besonders hinzuweisen ist in diesem Zusammenhang auch auf persistente bzw. akkumulierbare Stoffe wie Organochlorpestizide oder Quecksilber, die wegen ihrer langen Verweilzeit von besonderer Bedeutung für die Belastung der Umwelt sind.

1940. Diese Unwägbarkeiten lassen sich durch Fassung und Verbrennung von Deponiegasen verringern, weshalb die Deponiegasnutzung nicht nur aus energetischen Gründen geboten ist; allerdings müssen entsprechende Anlagen mit ausreichender Rauchgasreinigung ausgerüstet sein. Damit lassen sich die dadurch verursachten Emissionskonzentrationen erfahrungsgemäß niedrig halten.

1941. Bei den Stäuben sind systemische Wirkungen durch inhalative Aufnahme toxischer Inhaltsstoffe wie Schwermetalle oder Kohlenwasserstoffe erst bei höheren Konzentrationen zu erwarten, als sie im Umfeld von Deponien auftreten. Auch fibrotische Lungenveränderungen treten erst bei hohen Staubbelastungen auf. Zum MAK-Wert für Stäube von 6 mg/m^3 sind in der Regel hohe Sicherheitsabstände gegeben (Tz. 1936); ebenso werden die MIK-Werte für Stäube (Tab. 6.2.4) wohl kaum überschritten.

1942. Ein zusätzliches kanzerogenes Risiko ist bei der Inhalation verschiedener Metallstäube gegeben (Abschn. 6.2.2.4). Auch durch Asbeststäube wird das Risiko für Lungenkrebs und maligne Mesotheliome erhöht; die WHO schätzt das zusätzliche Lebenszeitrisiko bei einer Exposition gegenüber 500 Fasern in der kritischen Größenordnung pro m^3 auf 1 : 104 bis 1 : 105 für die Bildung von Mesotheliomen und auf 1 : 105 bis 1 : 106 für die Bildung von Lungenkrebs in einer Bevölkerung mit 30% Rauchern (WHO, 1987b).

6.3.3 Belastung durch orale Aufnahme luftgetragener Schadstoffe aus Deponien

1943. Wenn Kinder auf dem Gelände stillgelegter, rekultivierter Deponien spielen, ist eine Aufnahme kontaminierten Bodens durch Hand-zu-Mund-Kontakt in Betracht zu ziehen. Daten darüber liegen in der Literatur nicht vor. Allerdings ist eine nennenswerte Belastung auf diesem Weg nur bei fehlender Abdekkung des deponierten Materials zu erwarten (SRU, 1989, Abschn. 2.6.3.1).

1944. Aus der gewerblichen oder privaten gärtnerischen und landwirtschaftlichen Nutzung von Böden, die mit Schadstoffen z. B. durch Staubverwehungen oder Gasmigration im Boden (RASCHKE, 1987) kontaminiert sind, resultiert die Möglichkeit eines Übergangs von Schadstoffen in Pflanzen und damit in pflanzliche und tierische Nahrungsmittel. Daher ist auch zu prüfen, inwieweit eine Gesundheitsgefährdung des Menschen auf diesem Weg zu erwarten ist.

1945. Bei der Bewertung der Belastung muß zwischen der direkten Aufnahme von Boden durch spielende Kinder und der Belastung über eine Anreicherung von Schadstoffen innerhalb der Nahrungskette unterschieden werden. In Tabelle 6.1.1 (Tz. 1701) sind Beurteilungskriterien für Belastungen von Kulturböden zusammengestellt (vgl. SRU, 1989, Abschn. 2.5.3). Die dort genannten Werte dienen unter anderem der Prüfung, ob Untersuchungen an Nutzpflanzen, die auf kontaminierten Flächen und in ihrer Umgebung wachsen, zur Beurteilung des Gefährdungspotentials angezeigt sind.

Neben dem Vergleich von Schadstoffkonzentrationen in Böden und Pflanzen mit diesen Prüfwerten ist vor allem die Abschätzung der von exponierten Personen aufgenommenen Schadstoffmenge Grundlage für eine Bewertung (Abschn. 6.1.1). Erfahrungen liegen im Zusammenhang mit Altlasten vor (SRU, 1989, Abschn. 2.6.3).

6.3.4 Belastung durch Sickerwasser

6.3.4.1 Belastung des Grund- und Oberflächenwassers

1946. Wasserlösliche bzw. mit Wasser mischbare Stoffe können aus Deponien über das Sickerwasser ausgetragen werden und in die Umwelt gelangen. Bei Anwesenheit von Lösungsvermittlern oder Lösemitteln besteht darüber hinaus auch die Möglichkeit, daß schwer wasserlösliche, ölige oder teerartige Bestandteile aus den Abfällen mobilisiert werden.

1947. Umweltbelastungen würden sich bei modernen, gut abgedichteten Abfalldeponien beim direkten Einleiten des gefaßten Sickerwassers in Oberflächengewässer ergeben. Eine Behandlung des Sickerwassers ist vorgeschrieben; sie kann jedoch zu einer Verschiebung der Belastungen in andere Bereiche führen. Grundsätzlich besteht bei Deponien die Möglichkeit einer Verunreinigung des Grundwassers, wenn die Abdichtung der Deponie schadhaft wird; das damit verbundene Gefährdungspotential sollte ermittelt werden. Nach Stillegung dieser Deponien ist zu überprüfen, ob bzw. ab welchem Zeitpunkt ihre wäßrigen Eluate ohne weitere Behandlungs- oder Überwachungsmaßnahmen in die Umwelt abgegeben werden können, ohne daß sie zu einer Veränderung der natürlichen Beschaffenheit des Oberflächen- oder Grundwassers führen. Dabei ist wie Modellrechnungen zeigen (Tz. 1955f.; SRU, 1989, Tz. 633f.), mit sehr langen Zeitspannen zu rechnen.

Beschaffenheit von Sickerwasser

1948. Die Belastung von Sickerwasser mit Schadstoffen aus Abfalldeponien ist keine konstante Größe. Der Gehalt an gelösten Stoffen hängt unter anderem von der Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle, dem Alter der Deponie, der Einbautechnik und von klimatischen Bedingungen ab (Abschn. 5.5.3.4.1 und 5.5.4.4.1). Daraus ergeben sich sehr hohe Schwankungsbereiche für die Sickerwasserinhaltsstoffe, wie sie in den Tabellen der Abschnitte 5.5.3 und 5.5.4 angegeben sind.

Die Unterschiede zwischen der Sickerwasserbelastung von Siedlungsabfall- und Sonderabfalldeponien sind weniger qualitativer sondern eher quantitativer Natur. Sickerwasser aus Sonderabfalldeponien ist häufig stärker mit Salzen, wie Chloriden, Sulfaten, Ammoniumverbindungen, dagegen oft geringer mit organischen Stoffen belastet; die Metallbelastungen sind bei Arsen, Blei und Quecksilber im Sickerwasser von Sonderabfalldeponien meist niedriger, bei Cadmium, Eisen, Nickel, Kupfer, Chrom und Zink meist höher als bei Siedlungsabfalldeponien (ATV, 1988; Abschn. 5.5.4.4.1). Dennoch überlappen sich die Spannweiten der Belastungen bei beiden Gruppen über weite Teile.

1949. Auffällig ist der hohe Gehalt an organischen Wasserinhaltsstoffen, wie er im biologischen und chemischen Sauerstoffbedarf (BSB_5 und CSB) bzw. in den Werten für den gelösten organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC) und für die adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX) zum Ausdruck kommt. Eine Analyse der einzelnen organischen Inhaltsstoffe fehlt in den meisten Fällen. Dies macht eine toxikologische Bewertung nahezu unmöglich, da die genannten Summenparameter über das Wirkungsspektrum der Stoffe sehr wenig aussagen. Von besonderer Bedeutung sind persistente, akkumulierende Verbindungen, wie sie in der Gruppe der halogenierten Kohlenwasserstoffe häufig vertreten sind. Viele dieser Verbindungen besitzen außerdem ein kanzerogenes bzw. mutagenes Potential. Der relative Anteil schwer abbaubarer Verbindungen nimmt mit zunehmendem Alter der Deponie stark zu; dies kommt im Anstieg des Verhältnisses vom chemischen zum biologischen Sauerstoffbedarf (CSB : BSB_5) zum Ausdruck. Hohe Konzentrationen von PCB, PCDD/F, Chlorbenzolen, Pestiziden und aromatischen Lösemitteln können insbesondere in Sickerölen auftreten, die sich aus dem Sickerwasser abscheiden lassen. Meßergebnisse einzelner leichtflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe sind in Tabelle 5.5.26 (Kap. 5.5) angegeben; Tabelle 6.3.2 zeigt Meßergebnisse im Sickerwasser und im abgeschiedenen Sickeröl der Deponie Georgswerder.

Wie wenig sich eine Orientierung am BSB_5- und CSB-Wert des Sickerwassers für dessen toxikologische Bewertung eignet, bestätigen Untersuchungen, bei denen Sickerwasser aus einer Siedlungsabfalldeponie nach Behandlung mit Belebtschlamm eine höhere Toxizität gegenüber Daphnien und Gartenkresse aufwies als vorher, obwohl durch die Belebtschlammbehandlung der CSB-Wert um mehr als 90% vermindert werden konnte (RUHLAND und EINBRODT, 1988). Biologische Toxizitätstests (Fischtest, Daphnientest, Algentest, Bakterientest) sind daher unverzichtbar.

1950. Bei den anorganischen Sickerwasserinhaltsstoffen fällt die hohe Konzentration des stark fischtoxischen Ammoniumions auf. Weiter besteht eine vergleichsweise hohe Belastung durch Chloride und Sulfate, die sich bei der Einleitung in kleinere Flüsse negativ auswirken kann. Wegen der bereits hohen Salzbelastung sollten die zusätzlichen Salzfrachten in die Flüsse so gering wie möglich gehalten werden (SRU, 1987, Tz. 1002).

Tabelle 6.3.2

Inhaltsstoffe im Sickerwasser und im abgeschiedenen Sickeröl der Deponie Georgswerder

Überblick über die Inhaltsstoffe der Öl- und Wasserphase beim Ölabscheider S7 (12)

	Ölphase [a]	Wasserphase [b]
Dichte	0,932—0,957 g/ml	
TOCl	3,9—4,5 %	
AOX		2,98—4,78 mg/l
Summe Chlorbenzole	4 133—54 324 mg/kg	84—2 202 µg/l
Summe Chlorphenole	82—2 141 mg/kg	382—3 139 µg/l
Summe HCH	780—5 064 mg/kg	2,8—2,8 µg/l
PCB	14—250 mg/kg	n. n.—1,0 µg/l
Leichtflüchtige CKW	20—63 mg/kg	7,3—526 µg/l
Aromatische Lösungsmittel	1 870—24 423 mg/kg	180—2 367 µg/l
Summe PAK	787—2 357 mg/kg	0,6—347 µg/l
Summe PCDD/PCDF	20 036—54 878 µg/kg	80—110 ng/l
Summe TCDD	24—130 µg/kg	n. n.
2,3,7,8-TCDD	14,5—63,0 µg/kg	n. n. (<0,1 ng/l)
CSB		541—840 mg/l
BSB_5		116—280 mg/l
Ammonium		119—273 mg/l
Leitfähigkeit		6 500—8 660 µS/cm

[a]) Leichtstoffabscheider S7, 1983—1988
[b]) Entnahmestelle GR, 1987/88
Quelle: FREMDLING et al., 1989

1951. Der Gehalt an Schwermetallen ist im Sickerwasser von Siedlungsabfalldeponien meist nicht übermäßig hoch, kann aber besonders bei Sonderabfalldeponien vereinzelt erhöhte Werte erreichen (Abschn. 5.5.3.4.1 und 5.5.4.4.1). Die Schwankungsbereiche im Sickerwasser gehen aus den Tabellen 5.5.13 und 5.5.26 in Kapitel 5.5 hervor.

Belastungen durch die Sickerwasserbehandlung

1952. Bei der Sickerwasserbehandlung fallen Rückstände bzw. Konzentrate an, die stark mit Schadstoffen belastet sind und ihrerseits weiterbehandelt oder deponiert werden müssen. Häufig werden die Rückstände wieder auf die Deponie verbracht, was im Prinzip der Sickerwasserkreislaufführung entspricht (Absch. 5.5.3.5.2). Dadurch können weitere organische Stoffe mineralisiert werden, andererseits besteht aber auch die Möglichkeit, daß flüchtige Stoffe oder Stoffwechselprodukte frei werden und zu einer Luftbelastung führen (Abschn. 6.3.2.1), beispielsweise bei einer offenen Verrieselung von Sickerwasser auf der Deponie. Schwermetalle können auf diese Weise zumeist im Deponiekörper festgelegt werden. Dies gilt allerdings nicht für leichtlösliche Salze wie Chloride, bei denen durch die Rückführung auf die Deponie allenfalls die erneute Freisetzung verzögert wird und lediglich eine Verdünnung mit der Zeit erfolgt.

Grundwasserbelastungen

1953. Durch unzureichend abgedichtete Abfalldeponien ist es in der Vergangenheit häufig zu Grundwasserverunreinigungen gekommen; beispielhaft sind in Tabelle 6.3.3 die im Einflußbereich von 250 verschiedenen Abfallablagerungsplätzen im Grundwasser ermittelten Schadstoffe mit ihren gemessenen Konzentrationsbereichen aufgeführt (KERNDORFF et al., in Vorbereitung). Diese Analysen machen deutlich, daß dabei sehr hohe Überschreitungen der Grenzwerte für Trinkwasser entsprechend der Trinkwasserverordnung bzw. der WHO-Empfehlungen möglich sind. Beispielsweise überschreitet der Maximalwert von Trichlorethen den Höchstwert der Trinkwasserverordnung von 25 µg/l um den Faktor 5000. Die räumliche Dimension solcher Grundwasserverunreinigungen wird aus Untersuchungen deutlich, bei denen für einzelne aliphatische Chlorkohlenwasserstoffe aus undichten Ablagerungsplätzen Migrationswege im Grundwasser bis zu 20 km beobachtet worden sind (MELUF BW, 1987).

Häufige organische Grundwasserschadstoffe aus Deponien sind kurzkettige aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe, chlorierte Benzole und Phenole sowie die nichtchlorierten aromatischen Verbindungen Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole.

Tabelle 6.3.3

Konzentrationen anorganischer und organischer Schadstoffe im Grundwasser im Bereich von Abfallablagerungsplätzen

a) anorganische Stoffe

Substanz	Anzahl Versuche	davon über NG*)	min. [µg/l]	Median [µg/l]	max. [µg/l]	Grenz-/Richtwerte [µg/l]			tägliche Aufnahme bei 2 l Wasser/d		DTA-Werte der WHO für Erwachsene (mg/70 kg pro Tag)
						TrinkwV	EG-Rl.	WHO-Gl.	min.	max. (mg/d)	
Arsen	253	172	<NG*)	1,3	4 000	40	50	50	0	— 8,00	0,14
Blei	334	129	<NG	<NG	450	40	50	50	0	— 0,90	0,5
									Kinder (1 l/d):		Kinder (mg/10 kg)
									0	— 0,45	0,04
Cadmium .	335	126	<NG	<NG	13 000	5	5	5	0	— 26,00	0,07
Chrom ...	279	179	<NG	3,0	5 123	50	50	50	0	— 10,25	
Cobalt	166	30	<NG	<NG	290				0	— 0,58	
Kupfer ...	275	189	<NG	7,0	577		100 (R)	1 000	0	— 1,15	
Nickel	249	187	<NG	13,0	23 168	50	50		0	— 46,34	
Quecksilber	232	39	<NG	<NG	3	1	1	1	0	— 0,007	0,050
Selen	112	20	<NG	<NG	14		10	10	0	— 0,028	
Zink	328	276	<NG	64,5	168 120			5 000	0	— 336,2	
Fluorid ...	97	57	<NG	200,0	1 700	1 500	700	1 500	0	— 3,4	
Nitrat	347	244	<NG	2,5	11 500 000	50 000	50 000	44 300	0	— 23 000	255
Nitrit	285	107	<NG	<NG	79 000	100	100		0	— 158	9

*) NG = Nachweisgrenze
TrinkwV = Trinkwasserverordnung
EG-Rl. = EG-Richtlinie 80/778 EWG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch
(R): Richtwert-Empfehlung
WHO-Gl. = Guidelines for Drinking-Water Quality der WHO (WHO, 1984)
Quelle: SRU, 1989 nach KERNDORFF et al.

b) organische Stoffe

Substanz	Anzahl Versuche	davon über BTG[1])	in v. H.	min. [µg/l]	max. [µg/l]	Grenz-/Richtwerte [µg/l]			tägliche Aufnahme bei 2 l Wasser/d		kanzerogene Wirkung[2])
						TrinkwV	EG-Rl.	WHO-Gl.	min.	max. (mg/d)	
Tetrachlorethen	409	181	*44,3*	<0,5***)	6 504	25·	1(R)	10	0	— 13,008	B
Trichlorethen	408	177	*43,4*	<0,5***)	128 000	25·	1(R)	30	0	— 256,000	B
cis-1,2-Dichlorethen ..	220	49	*22,3*	<4,0*)	411 000				0	— 822,000	
trans-1,2-Dichlorethen	186	10	*5,4*	<5,0*)	135				0	— 0,270	
Vinylchlorid	147	24	*16,3*	<1,0*)	12 000				0	— 24,000	A1
1,1,2,2-Tetrachlorethan	132	3	*2,3*	<1,0*)	7				0	— 0,014	B
1,1,1-Trichlorethan ...	324	71	*21,9*	<0,1*)	270	25·	1(R)		0	— 0,540	
1,1,2-Trichlorethan ...	181	11	*6,1*	<0,5*)	190				0	— 0,380	B
1,1-Dichlorethan	167	8	*4,8*	< 10*)	160				0	— 0,320	
1,2-Dichlorethan	52	3	*5,8*	< 5*)	210			10	0	— 0,420	A2
Tetrachlormethan	308	38	*12,3*	<0,1*)	23	3	1(R)	3	0	— 0,046	B
Trichlormethan	352	66	*18,8*	<0,1*)	2 800		1(R)	30	0	— 5,600	B
Dichlormethan	210	17	*8,1*	< 10*)	499 000	25·	1(R)		0	— 998,000	B
Tribrommethan	194	5	*2,6*	<1,0*)	6,8				0	— 0,014	
Dibromchlormethan ...	187	1	*0,5*	<1,0*)	1				0	— 0,002	
Benzol	166	41	*24,7*	<1,0*)	1 795			10	0	— 3,590	A1
Toluol	167	23	*13,8*	<0,1*)	911				0	— 1,822	
m/p-Xylol	99	20	*20,2*	<0,1*)	447				0	— 0,894	
o-Xylol	167	12	*7,2*	<0,1*)	69				0	— 0,138	
Ethylbenzol	164	14	*8,5*	<0,1*)	160				0	— 0,320	

noch Tabelle 6.3.3

Substanz	Anzahl Versuche	davon über BTG 1)	in v. H.	min. [µg/l]	max. [µg/l]	Grenz-/Richtwerte [µg/l] TrinkwV	EG-Rl.	WHO-Gl.	tägliche Aufnahme bei 2 l Wasser/d min.	max. (mg/d)	kanzerogene Wirkung 2)
2-Ethyltoluol	96	4	*4,2*	<0,1 *)	0,97				0	0,002	
3-/4-Ethyltoluol	95	2	*2,1*	<0,1 *)	2,1				0	0,004	
Mesitylen	96	3	*3,1*	<0,1 *)	4				0	0,008	
Cumol	126	5	*4,0*	<0,1 *)	4,7				0	0,009	
p-Cymol	96	4	*4,2*	<0,1 *)	3,5				0	0,007	
Chlorbenzol	129	12	*9,3*	<0,1 *)	388				0	0,776	
1,2-Dichlorbenzol	126	11	*8,7*	<0,1 **)	6,6				0	0,0132	
1,4-Dichlorbenzol	126	11	*8,7*	<0,1 **)	265				0	0,5300	
1,3-Dichlorbenzol	96	7	*7,3*	<0,1 **)	74				0	0,1480	
1,2,4-Trichlorbenzol	96	2	*2,1*	<0,1 **)	0,36				0	0,0007	
1,3,5-Trichlorbenzol	96	2	*2,1*	<0,1 **)	0,14				0	0,0003	
1,2,3-Trichlorbenzol	96	1	*1,0*	<0,1 **)	0,12				0	0,0002	
Acenaphthen	132	6	*4,5*	<0,1 **)	32		0,2	0,01	0	0,0640	
Acenaphthylen	131	1	*0,8*	<0,1 **)	32		0,2	0,01	0	0,0640	
Benzo[b]fluoranthen	159	5	*3,1*	<0,1 **)	0,4		0,2	0,01	0	0,0008	A2
Benzo[k]fluoranthen	159	5	*3,1*	<0,1 **)	0,4		0,2	0,01	0	0,0008	
Benzo[a]pyren	159	4	*2,5*	<0,1 **)	0,29		0,2	0,01	0	0,0006	A2
Benzo[ghi]perylen	159	4	*2,5*	<0,1 **)	0,2		0,2	0,01	0	0,0004	
Fluoren	132	1	*0,8*	<0,1 **)	1,6		0,2	0,01	0	0,0032	
Fluoranthen	158	9	*5,7*	<0,1 **)	59		0,2	0,01	0	0,1180	
2-Methylnaphthalin	96	2	*2,1*	<0,1 *)	0,67		0,2	0,01	0	0,0013	
1-Methylnaphthalin	96	1	*1,0*	<0,1 *)	0,73		0,2	0,01	0	0,0015	
Naphthalin	132	15	*11,4*	<0,1 *)	12,6		0,2	0,01	0	0,0252	
Phenanthren	132	4	*3,0*	<0,1 **)	4,4		0,2	0,01	0	0,0088	
Pyren	132	1	*0,8*	<0,1 **)	0,11		0,2	0,01	0	0,0002	
Summe PAH						0,2-					

1) BTG = Betrachtungsgrenze
*) Wert kleiner Nachweisgrenze (Nachweisgrenze = Betrachtungsgrenze)
**) Wert kleiner Betrachtungsgrenze (bei unterschiedlichen Nachweisgrenzen verschiedener Analyseverfahren)
***) Wert kleiner Betrachtungsgrenze (Betrachtungsgrenze entspricht der Hintergrundbelastung)
TrinkwV = Trinkwasserverordnung
- Summenwert
EG-RL = EG-Richtlinie 80/778 EWG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch
(R) Richtwert-Empfehlung
WHO-Gl. = Guidelines for Drinking-Water Quality der WHO (WHO, 1984)
2) Einstufung konzerogener Stoffe gemäß MAK-Kommission (DFG, 1990):
A1: beim Menschen erfahrungsgemäß krebserzeugend
A2: im Tierversuch eindeutig krebserzeugend
B: begründeter Verdacht auf krebserzeugendes Potential

Quelle: SRU, 1989 nach KERNDORFF et al.

Die angeführten Beispiele zeigen, daß die Gefahr einer weitreichenden Grundwasserverunreinigung bei unzureichend abgedichteten Abfalldeponien durchaus besteht. Die Selbstreinigungskräfte des Untergrunds bzw. des Grundwassers reichen im allgemeinen nicht aus, um derartige Grundwasserverunreinigungen zu verhindern. Das Risiko dieser Gefährdung läßt sich durch technische Maßnahmen nicht grundsätzlich verhindern, sondern lediglich herabsetzen.

6.3.4.2 Trinkwasser

1954. Wird durch Deponien verunreinigtes Grundwasser über Hausbrunnen in privaten und gewerblichen Nutzgartenanlagen verwendet, so kann ein Eintrag von Schadstoffen durch Gießwasser in die oberen Bodenschichten und eine Kontamination von Nutzpflanzen erfolgen. Auch ist die direkte Trinkwassernutzung aus Hausbrunnen als wichtiger potentieller Belastungspfad bei stillgelegten, aber auch bei noch in Betrieb befindlichen Deponien gleichermaßen zu berücksichtigen (Abschn. 6.1.2.2.3).

6.3.5 Gefährdungspotential von Sickerwasser unter Langzeitaspekten

1955. Langzeituntersuchungen zur Zusammensetzung von Sickerwasserinhaltsstoffen über mehrere

Jahrzehnte hinweg liegen nicht vor, da Siedlungsabfalldeponien erst seit ca. 20 Jahren in einer geordneten Weise angelegt, betrieben und überwacht werden. Diese Deponien befinden sich noch inmitten oder allenfalls am Ende der Methanphase (Abschn. 5.5.3). Im Sickerwasser solcher Deponien liegt der biologische Sauerstoffbedarf (BSB_5) in der Größenordnung einiger 100 mg/l, der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) über 1000 mg/l; die Chloridkonzentrationen können noch über 1000 mg/l erreichen, und auch die Konzentration von Ammoniumionen beträgt meist mehrere 100 mg/l, was noch weit von einem Sickerwasserzustand entfernt ist, der als umweltverträglich angesehen werden kann.

1956. Eine Beurteilung des Gefährdungspotentials muß sich auf Modellrechnungen stützen, deren Güte davon abhängig ist, wie weit die für die Berechnung angenommenen Voraussetzungen tatsächlich zutreffen. Aufgrund der bisherigen geringen Erfahrungen über das Langzeitverhalten von Deponien sind daher solche Abschätzungen noch mit sehr großen Unsicherheiten behaftet.

Mit einem Modell, das von experimentell ermittelten Auslaugungsraten verschiedener Elemente aus 11 bzw. 14 Jahre alten Proben einer Siedlungsabfalldeponie mit Wasser ausgeht, wurden von BELEVI und BACCINI (1989) unter der Annahme einer Kinetik erster Ordnung die Zeitspannen abgeschätzt, die erforderlich wären, damit im Sickerwasser für die untersuchten Elemente Konzentrationen erreicht würden, die als umweltverträglich angesehen werden können. Als zu erreichende Qualitätsstandards wurden dabei für lösliche organische Kohlenstoffverbindungen, Ammonium und Metalle die zehnfachen Grenzwerte der schweizerischen Anforderungen an Fließgewässer, für Phosphat der zehnfache Grenzwert für oligotrophe Seen und für Sulfat, Chlorid und Fluorid wegen ihrer größeren Mobilität die einfachen Grenzwerte für Fließgewässer betrachtet. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, daß 500 bis 1700 Jahre vergehen müßten, um umweltverträgliche Konzentrationen organischer Kohlenstoffverbindungen zu erreichen. Für Phosphat wurden mit dem Modell 100 bis 700 Jahre, für Chlorid 100 bis 150 Jahre und für Ammonium 55 bis 80 Jahre ermittelt. Bei den Sulfat- und Fluorverbindungen sowie bei den Schwermetallen lagen die Auslaugwerte bereits zu Anfang unter den Qualitätszielen.

EHRIG (1987 und 1988; Tz. 1508ff.) kommt bei seinen Abschätzungen zu ähnlichen Ergebnissen. Danach ist noch für einen Zeitraum von über 100 Jahren mit Stickstoffkonzentrationen, gemessen als Gesamtstickstoff, von mehr als 100 mg/l zu rechnen (Abb. 5.5.5).

1957. Auch bei einer kritischen Sicht dieser Ergebnisse erscheint insbesondere die langandauernde Belastung von Sickerwasser mit organischen Stoffen als schwerwiegendes Problem. Dies wird noch dadurch unterstrichen, daß es sich bei den organischen Inhaltsstoffen aus älteren Siedlungsabfalldeponien vorwiegend um schwer abbaubare Substanzen handelt. Hinzu kommt, daß unter Langzeitaspekten eine Mobilisierung der im Kunststoff enthaltenen Kohlenstofffraktion nicht ausgeschlossen werden kann.

Die angeführten Modelle lassen mögliche Änderungen der äußeren Milieubedingungen auf lange Zeit außer acht. Denkbar wäre in diesem Zusammenhang eine spätere Mobilisierung von Schwermetallen durch saure Niederschläge. Solange über die stoffliche Zusammensetzung des Sickerwassers in späten Deponiephasen keine genaueren Aussagen möglich sind, kann dessen toxisches Potential nicht abgeschätzt werden.

1958. Neben der Frage, wie lange eine Reinigung des Sickerwassers notwendig ist, stellt sich auch das Problem, ob für die erforderliche Dauer davon ausgegangen werden kann, daß die Abdichtung der Deponie gegen Sickerwasserausträge funktionsfähig bleibt. Auch bei guten Abdichtungen besteht nur eine beschränkte Lebensdauer; die Dichtigkeit des Systems ist nie absolut (HAHN, 1987). Bei den in der Literatur als Lebensdauer für Deponiedichtsysteme angenommenen Werten von 15 bis 70 Jahren (WILLING und SCHÄFER, 1985) ist durchaus damit zu rechnen, daß Siedlungsabfalldeponien undicht werden, bevor die Schadstoffe im Sickerwasser umweltverträgliche Konzentrationen erreicht haben.

1959. Unter dem Aspekt einer vorsorgenden Umweltpolitik stellt sich die Frage, ob die nach jetzigem Wissen durchaus in Betracht zu ziehende Langzeitbelastung durch Deponiesickerwasser ohne weiteres hinnehmbar ist. Der Rat macht auf dieses Risiko besonders aufmerksam, um auch das mit einer Deponierung verbundene Problem für die Umwelt zu verdeutlichen. Er empfiehlt deshalb aus Vorsorgegründen, langfristig nur noch möglichst weitgehend inertisiertes Material abzulagern. Dabei gilt es, eine optimale Lösung für die Abfallentsorgung anzustreben, auch wenn bei den derzeit aus praktischen Gründen durchgeführten Methoden der modernen Deponietechnik keine unmittelbare Gefährdung erkennbar ist.

6.3.6 Zusammenfassung

1960. Die Inhomogenität der abgelagerten Stoffgemische und die Verschiedenartigkeit der Deponieformen bedingen eine Vielzahl möglicher Umsetzungsvorgänge in Deponien, die sich teilweise über lange Zeiträume erstrecken. Daraus resultieren Emissionen einer Vielzahl von Stoffen. Die toxikologische Bewertung dieser Stoffgemische ist äußerst schwierig. Sie kann sich nur auf bekannte, einzelne charakteristische bzw. besonders wichtige Stoffe beschränken. Verallgemeinernde Aussagen sind wegen dieser Vielfalt nicht möglich. Das bedeutet, daß jede Deponie als Einzelfall betrachtet werden muß. Deshalb wurde der Schwerpunkt auf eine Darstellung der allgemeinen Vorgehensweise bei der toxikologischen Bewertung von Emissionen aus Deponien gelegt.

Hauptbelastungspfade für Mensch und Umwelt ergeben sich aus der Grund- und Oberflächenwasserbelastung durch Deponiesickerwasser und aus der Luftbelastung durch Deponiegas.

1961. Im Deponiegas von Siedlungsabfalldeponien sind neben den Hauptkomponenten Methan und Kohlendioxid zahlreiche organische Spurenstoffe enthalten, deren Anteil insgesamt weniger als 1 Vol.-%

beträgt, schätzungsweise ca. 0,15 Vol.-%. Da die Konzentrationen dieser Spurenstoffe im unverdünnten Deponiegas bereits relativ niedrig liegen, meist auch unterhalb von Grenzwerten, z. B. — soweit vorhanden — von maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen, dürften die daraus durch Verdünnung resultierenden Immissionskonzentrationen in der Atmosphäre so niedrig sein, daß dadurch für viele Stoffe keine Gefährdung der menschlichen Gesundheit zu erwarten ist. Erhöhte Belastungen von Deponiearbeitern durch Staub sowie durch Anreicherung von Stoffen, die spezifisch schwerer als Luft sind und deshalb in Bodensenken oder bei Ausschachtungsarbeiten konzentriert auftreten, sind jedoch besonders zu berücksichtigen.

Ein schwerwiegendes Problem stellen Stoffe mit krebserzeugender Wirkung wie Asbeststäube, Benzol oder Vinylchlorid dar, die teilweise erst im Verlauf von Umsetzungsvorgängen entstehen. Da für diese Stoffe, abhängig von ihrem Wirkungscharakter, keine Grenzwerte festgelegt werden können, unterhalb derer keine Wirkung zu erwarten ist, gilt für solche Stoffe grundsätzlich das Minimierungsgebot. Bei der Auswahl von sogenannten Leitparametern zur Bestimmung der Inhaltsstoffe und der Beurteilung von Deponieemissionen sollten solche Stoffe vorrangig berücksichtigt werden.

Gemäß etwa den Konzepten der Deponiegasverwertung läßt sich durch eine Fassung und Verbrennung von Deponiegas eine Verminderung der unkontrolliert in die Atmosphäre austretenden Gasmenge erzielen. Allerdings muß berücksichtigt werden, daß derzeit maximal 70% des Deponiegases erfaßt werden können (Tz. 1519). Außerdem kann es bei der nachfolgenden Verbrennung des Deponiegases, abgesehen von einer Zerstörung der Inhaltsstoffe, wie bei jeder Verbrennung auch zur Neubildung von problematischen Stoffen wie den PCDD/F kommen.

1962. Im Sickerwasser von Abfalldeponien kann eine Vielzahl verschiedener Stoffe auftreten. Chlorierte Kohlenwasserstoffe, Aromaten, Salze, Schwermetalle und das stark fischtoxische Ammoniumion wurden zum Teil in hohen Konzentrationen im Sickerwasser aufgefunden.

Unzureichende oder schadhafte Abdichtungen von Deponien können zu einer Belastung des Grundwassers und dadurch auch zu erhöhten Schadstoffkonzentrationen im Trinkwasser führen. Die Kontamination des Grundwassers im Einflußbereich einer Deponie kann erheblich sein, so daß eine Nutzung für die Trinkwassergewinnung nicht mehr möglich ist. Eine direkte Einleitung des gefaßten Sickerwassers in Oberflächengewässer würde ebenfalls zu Umweltbelastungen führen. Bei der notwendigen Behandlung des Sickerwassers besteht die Gefahr einer Verschiebung der Belastung.

Da sich die Vorgänge in einer Deponie über lange Zeiträume erstrecken bzw. mit veränderten Betriebsweisen (Absch. 5.5.3.5), die zum Teil kürzere Abbauzeiten erwarten lassen, noch keine ausreichenden Erfahrungen vorliegen, muß sich die Beurteilung des Gefährdungspotentials auf Modellrechnungen stützen. Dementsprechend sind solche Abschätzungen mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Zuverlässigkeit von Dichtungsmaßnahmen ist in Anbetracht der langen Zeiträume kritisch zu beurteilen. Bei der Anwendung neuer Deponietechniken ist zwar derzeit keine unmittelbare Gefährdung zu erkennen. Im Hinblick auf die fehlenden Erfahrungen hinsichtlich des Langzeitverhaltens von Deponien mit Dichtungselementen sowie Sickerwasser- und Gasfassungssystemen, der Vielfalt der emittierten Stoffe, der Unsicherheiten bei der Abschätzung von Qualität und Quantität der Emissionen ist aus Vorsorgegründen aus der Sicht des Rates nur die Ablagerung inerten Materials akzeptabel. Die derzeit aus Gründen der Praktikabilität angewandten Methoden sollten deshalb nur als Übergangslösung betrachtet werden.

6.4 Vergleichende Betrachtung der Emissionen aus der Hausmüllverbrennung und aus der Ablagerung von unbehandelten Siedlungsabfällen

6.4.1 Emissionen in die Luft

1963. Die vergleichende Abschätzung der Emissionen in die Luft geht von der Annahme aus, daß sich aus 1 kg Abfall bei der Verbrennung 5 m^3 Rauchgas, bei der Deponierung 0,15 m^3 Deponiegas bilden (Abschn. 5.5.3.4.2; WOLF, 1989). Während bei Abfallverbrennungsanlagen hiermit die im Abgas gemessenen Schadstoffe einer bestimmten Menge verbrannter Abfälle zugeordnet werden können, ist dies wegen der zeitlichen Änderung der Zusammensetzung beim Deponiegas nicht ohne weiteres möglich. Daher sind quantitative Angaben zu den Emissionen aus Deponien sehr viel ungenauer.

Anorganische Verbindungen

1964. Bedeutsame anorganische Verbindungen aus der Hausmüllverbrennung sind die Luftschadstoffe Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff, Schwefeldioxid und Stickstoffoxide. In den gasförmigen Emissionen von Siedlungsabfalldeponien sind diese Verbindungen selbst kaum enthalten, sie entstehen jedoch bei der Verbrennung aus chlor-, fluor-, schwefel- bzw. stickstoffhaltigen Gasbestandteilen. Atmosphärische Oxidationsprozesse führen ebenfalls zur Bildung der genannten Luftschadstoffe; insofern ist für das Ausmaß ihrer Entstehung der Anteil des gefaßten und verbrannten Deponiegases nicht von Bedeutung. Eine Gasreinigung vor bzw. nach der Verbrennung der gefaßten Gase würde jedoch eine Emissionsminderung bewirken.

Die Gegenüberstellung in Tabelle 6.4.1 zeigt, daß — auch bei vollständiger Verbrennung der aus der Deponie ausgetretenen Gase ohne Gasreinigung — die Belastung durch anorganische Schadgase bei der Deponierung unbehandelter Siedlungsabfälle normalerweise geringer ist als bei ihrer Verbrennung. Ausnahmen gibt es allerdings bei manchen nicht mehr genau spezifizierbaren Ablagerungen mit hohen Emissionen an organischen Chlorverbindungen oder Schwefel-

Tabelle 6.4.1

Emission anorganischer Schadgase aus Hausmüllverbrennungsanlagen und Siedlungsabfalldeponien

Hausmüllverbrennungsanlage	Deponie
Chlorverbindungen: Hausmüllverbrennungsanlage: 5–10 mg HCl/m^3 Reingas = 25–50 mg Cl/kg Abfall	Deponie: 30 –100 (–6 000)*) mg Cl/m^3 Deponiegas = 4,5– 15 (– 900) mg Cl/kg Abfall
Fluorverbindungen: Hausmüllverbrennungsanlage: 0,5–1 mg HF/m^3 Reingas = 2,5–5 mg F/kg Abfall	Deponie: 5 –20 mg F/m^3 Deponiegas = 0,8– 3 mg F/kg Abfall
Schwefelverbindungen: Hausmüllverbrennungsanlage: 25– 50 mg SO_2/m^3 Reingas = 125–250 mg SO_2/kg Abfall = 63–125 mg S/kg Abfall	Deponie: 5 –20 (–2 000) mg H_2S/m^3 Deponiegas = 0,8– 3 (– 300) mg H_2S/kg Abfall = 0,8– 3 (– 300) mg S/kg Abfall
Stickstoffverbindungen: Hausmüllverbrennungsanlage: 50–100 mg NO_2/m^3 Reingas = 250–500 mg NO_2/kg Abfall = 76–152 mg N/kg Abfall	Deponie: 10 mg NH_3/m^3 (typische Konzentr.) = 1,5 mg NH_3/kg Abfall = 1,2 mg N/kg Abfall

*) Werte in Klammern: bei Sonderabfalldeponien gefundene Werte

Quelle: HLfU, 1989; MARTENS, 1989; vgl. Kap. 6.2 und 6.3

wasserstoff (MARTENS, 1989). Im Hinblick auf die Emission säurebildender Stoffe, die zur Bildung des sauren Regens und damit zur Bodenversauerung über den Luftpfad beitragen, sind Siedlungsabfalldeponien im allgemeinen günstiger zu bewerten als Hausmüllverbrennungsanlagen.

Metalle

1965. Die Metallemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen können bei Ausschöpfung der zulässigen Werte Größenordnungen erreichen, die zum Teil zu einer deutlichen Erhöhung der Belastung in ländlichen Gebieten beitragen können (Abschn. 6.2.2.4, Tab. 6.2.9). Durch effiziente Entstaubungsmaßnahmen lassen sich die Metallemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen — außer bei Quecksilber — jedoch deutlich senken (Abschn. 5.4.7, Tab. 5.4.16), so daß die zusätzliche Belastung gegenüber der gegebenen Belastung nicht mehr ins Gewicht fällt.

Die Emissionen von Metallen und ihren Verbindungen aus Siedlungsabfalldeponien sind mit Ausnahme von Quecksilber vernachlässigbar, solange es nicht zu einer Verwehung von Stäuben kommt. In Spuren kann Arsin (AsH_3) gemessen werden, für Quecksilber

Tabelle 6.4.2

Emissionen von Metallen aus Hausmüllverbrennungsanlagen und Siedlungsabfalldeponien

	Hausmüllverbrennungsanlage		Deponie	
	Konzentration im Gas	Menge/kg Abfall	Konzentration im Gas bzw. im Kondensat	Menge/kg Abfall
Antimon	302 µg/m^3 1,26 µg/m^3	1 510 µg/kg*) 6,3 µg/kg***)	2–25 µg/m^3	0,3–3,8 µg/kg+)
Arsen	0,3 µg/m^3 <0,45 µg/m^3	1,5 µg/kg**) <2,25 µg/kg***)	13–22 µg/m^3) 0,190 mg/l	2,0–3,3 µg/kg+) 1,9 µg/kg++)
Blei	96–4 900 µg/m^3 0,04–15,4 µg/m^3 1,71 µg/m^3	480–24 000 µg/kg*) 0,2–77 µg/kg**) 8,55 µg/kg***)	15–26 µg/m^3 0,085 mg/l	2,3–3,9 µg/kg+) 0,85 µg/kg++)
Cadmium	11–290 µg/m^3 0,04–0,56 µg/m^3 0,03 µg/m^3	55–1 450 µg/kg*) 0,2–2,8 µg/kg**) 0,15 µg/kg***)	3–10 µg/m^3 0,094 mg/l	0,5–1,5 µg/kg+) 0,94 µg/kg++)
Chrom	16–1 390 µg/m^3 0,6–2,6 µg/m^3 0,36 µg/m^3	80–6 950 µg/kg*) 3–13 µg/kg**) 1,8 µg/kg***)	22–28 µg/m^3 0,011 mg/l	3,3–4,2 µg/kg+) 0,11 µg/kg++)
Cobalt	<0,09 µg/m^3	<0,45 µg/kg***)	3–6 µg/m^3	0,5–0,9 µg/kg+)
Nickel	10–1 280 µg/m^3 0,2–0,7 µg/m^3 <0,09 µg/m^3	50–6 400 µg/kg*) 1–3,5 µg/kg**) <0,45 µg/kg***)	20–74 µg/m^3	3,0–11 µg/kg+)
Quecksilber	67–315 µg/m^3 120–600 µg/m^3 123 µg/m^3	335–1 575 µg/kg*) 600–3 000 µg/kg**) 615 µg/kg***)	2–30 µg/m^3 0,00069 mg/l 300 µg/m^3	0,3–4,5 µg/kg+) 0,007 µg/kg++) 45 µg/kg+++)

*) ältere Anlagen, Messungen vor 1988
**) optimierte Anlage mit Gewebefilter
***) Sonderabfallverbrennungsanlage mit Naßfilter
+) Deponie-Handbuch Georgswerder — 5/86 (Baubehörde Hamburg, 1986)
++) Messung im Kondensat (60 ml/m^3; Rettenberger, 1986)
+++) Angaben HlfU, 1989

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

werden als Spitzenwerte 0,3 mg/m³ angegeben (HLfU, 1989). Die im Kondensat von Deponiegasen (Abschn. 5.5.3.4.2, Tab. 5.5.16) gefundenen Metallmengen liegen, bezogen auf die Abfallmenge, um mehrere Zehnerpotenzen unter den Emissionen, die bei Hausmüllverbrennungsanlagen zulässig sind (Tab. 6.4.2). Vergleichswerte von Metallemissionen aus der Deponie Georgswerder, in der auch industrielle Abfälle abgelagert wurden, sind in Tabelle 6.4.2 ebenfalls aufgeführt (Baubehörde Hamburg, 1986).

Kohlenstoffhaltige Verbindungen

1966. Für die organischen Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen liegen wenig Daten vor. Die vorgesehene Emissionsbeschränkung gemäß der 17. BImSchV liegt bei 10 mg/m³, entsprechend ca. 50 mg pro kg Siedlungsabfall. In Ermangelung von Meßwerten für einzelne Verbindungen aus dem Abgas von Hausmüllverbrennungsanlagen sind in Tabelle 6.4.3 Angaben für verschiedene organische Stoffe aufgeführt, die von TRAVIS (1984) und im Planfeststellungsverfahren zur Rückstandsverbrennungsanlage 2 von den Farbwerken Hoechst (1989) für Sonderabfallverbrennungsanlagen veröffentlicht wurden.

In gasförmigen Emissionen von Siedlungsabfalldeponien lassen sich zahlreiche kohlenstoffhaltige Verbindungen nachweisen (Abschn. 5.5.3.4.2; HLfU, 1989; JANSON, 1988 und 1989). Hauptbestandteil des Deponiegases ist Methan mit ca. 55 Vol.-%, entsprechend ca. 55 g/kg Abfall, und Kohlendioxid mit ca. 45 Vol.-%. Spurenstoffe treten im Bereich von insgesamt ca. 500 mg/m³ (HLfU, 1989), entsprechend ca. 75 mg/kg Siedlungsabfällen, auf. Vergleichsweise hohe Emissionen liegen bei leicht flüchtigen Verbindungen vor, die häufig als Lösemittel verwendet werden (Tab. 6.4.3). Je nach Grad der Fassung der Deponiegase kann ein Teil, maximal etwa 70%, dieser Gase verbrannt werden.

Insgesamt ist die Menge der emittierten organischen Stoffe aufgrund der Methanbildung in den Siedlungsabfalldeponien wesentlich höher als bei der Verbrennung, aber auch ohne den Methananteil sind aus Siedlungsabfalldeponien meist größere Emissionen organischer Verbindungen zu erwarten als aus Abfall-

Tabelle 6.4.3

Organische Verbindungen im Reingas von Sonderabfallverbrennungsanlagen und im Deponiegas von Siedlungsabfalldeponien, bezogen auf 1 kg Abfall

	Abgas Sonderabfallverbrennung 1 kg = 5m³		Deponiegas Siedlungsabfalldeponie 1 kg = 0,15 m³
Datengrundlage:	TRAVIS, 1984	Farbwerke Hoechst, 1989	RETTENBERGER, 1986 (vgl. Tabelle 5.5.18)
	[µg/kg Abfall]		[µg/kg Abfall]
Methan	n. u.	n. u.	55 000 000
Benzol (A 1) *)	60 –3 350	< 500	4,5– 1 000
Chlorbenzol	5 – 50		0 – 30
Tetrachlorethen (B) *)	0,5– 13	< 500	15 –21 000
1,1,1-Trichlorethan	0,5– 8	< 500	75 – 600
Dichlormethan (B) *)	10 – 135	<1 000	0 – 900
Chloroform (B) *)	5 –6 650	< 50	0 – 300
Tetrachlormethan (B) *)		< 5	0 – 90
Toluol	10 – 375	< 500	30 –92 000
Ethylbenzol		< 500	75 –35 400
Methanol		<1 000	300 –31 500 +)
Aceton		<1 000	120 – 615 +)
Ethylacetat		<1 000	360 –39 450 +)
Butylacetat		< 500	9 000 +)
Kohlendisulfid	160		75 – 3 300 +)
Vinylchlorid (A 1) *)	n. u.	n. u.	0 –39 600

+) berechnet aus Daten von BROOKES und YOUNG, 1983; YOUNG und PARKER, 1983; s. Tab. 5.5.17
*) Krebserzeugender Stoff; Einstufung gemäß MAK-Kommission:
A1: eindeutig beim Menschen krebserzeugend
B: begründeter Verdacht auf kanzerogene Wirkung
n. u.: nicht untersucht

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

verbrennungsanlagen; auch ist das Spektrum der organischen Verbindungen im Deponiegas außerordentlich groß. Das Risiko, das aus diesen Emissionen resultiert, ist daher keinesfalls geringer als das Risiko aus den organischen Verbindungen im Reingas von Abfallverbrennungsanlagen.

Kanzerogene organische Schadstoffe werden sowohl aus Abfallverbrennungsanlagen als auch aus Siedlungsabfalldeponien freigesetzt. Einige dieser Verbindungen sind ebenfalls in Tabelle 6.4.3 aufgeführt. Die Streubereiche der Emissionen überlappen sich dabei häufig; eine eindeutige Präferenz von Verbrennung bzw. Deponierung läßt sich daraus nicht ableiten.

Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane

1967. In den Reingasen von Hausmüllverbrennungsanlagen werden gegenwärtig durchschnittlich 8 ng TCDD-Äquivalente/m^3 emittiert (Tz. 1807), das entspricht ca. 40 ng TCDD-Äquivalenten/kg Abfall. Bei modernen Hausmüllverbrennungsanlagen liegt die Emission bei ca. 1 ng TCDD-Äquivalenten/m^3 oder 5 ng TCDD-Äqivalenten/kg Abfall. Mit besonderen Abgasreinigungssystemen können die im Entwurf der 17. BImSchV geforderten Emissionswerte von 0,1 ng TCDD-Äquivalenten/m^3 eingehalten werden; dies entspricht einer Emission von maximal 0,5 ng TCDD-Äquivalenten/kg Abfall (Tab. 6.4.4).

Siedlungsabfälle enthalten polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) in Konzentrationen um 50 ng/kg Abfall (Tz. 1809). In gasförmigen Emissionen aus Siedlungsabfalldeponien konnten PCDD/F bisher nicht nachgewiesen werden; dagegen wurden sie im Abgas von Deponiegasverbrennungsanlagen gefunden, wobei die Konzentrationen in der Regel unter 0,1 ng TCCD-Äquivalente/m^3 betrugen (Tz. 1923); höhere Emissionen können z. B. bei Betriebsstörungen möglich sein. Häufig werden die Emissionen bei Deponiegasverbrennungsanlagen auf einen Sauerstoffgehalt von 3 Vol.-% im Abgas bezogen; unter diesen Bedingungen entstehen aus einem Volumenteil Deponiegas etwa 7 Volumenteile Verbrennungsgas. Pro kg Abfall (0,15 m^3 Deponiegas) wären bei vollständiger Deponiegasfassung und -verbrennung etwa 1 m^3 Abgas zu erwarten, bei der Hausmüllverbrennung etwa die fünffache Menge (Tz. 1963). Insgesamt dürften daher bei der Deponiegasverbrennung auch ohne spezielle Abgasreinigungsanlagen die PCDD/F-Frachten geringer sein als bei der Hausmüllverbrennung (Tab. 6.4.4).

Emission klimawirksamer Gase

1968. Es stellt sich die Frage, ob sich die Ablagerung unbehandelter Siedlungsabfälle und ihre Verbrennung bezüglich ihres Beitrags zum Treibhauseffekt deutlich voneinander unterscheiden. Abschätzungen von BINGEMER und CRUTZEN (1987) kommen zu dem Ergebnis, daß Abfalldeponien für 6 bis 18 % der gesamten Methanemissionen in die Atmosphäre verantwortlich sind, die ihrerseits insgesamt für etwa 20 % des Temperaturanstiegs der Atmosphäre verantwortlich gemacht werden.

Nach EHRIG (1987) sind ca. 109 g von insgesamt 171 g Kohlenstoff (C) pro kg Siedlungsabfall durch mikrobiellen Abbau in der Deponie mobilisierbar; dies entspricht ca. 0,22 m^3 C1-Gas pro kg. Bei einer Zusammensetzung dieses C1-Gases von 55 % Methan und 45 % Kohlendioxid ergeben sich pro kg Abfall aus der Deponie etwa 0,12 m^3 Methan und 0,10 m^3 Kohlendioxid. Bei der Hausmüllverbrennung wird dagegen der gesamte Kohlenstoff in Kohlendioxid umgewandelt, dies ergibt ca. 0,35 m^3 Kohlendioxid pro kg Abfall.

Zwar ist das spezifische Treibhauspotential von Methan etwa um den Faktor 32 höher als der von Kohlendioxid, doch hat Methan mit ca. 10 Jahren eine

Tabelle 6.4.4

PCDD/F-Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen und aus Siedlungsabfalldeponien

Hausmüllverbrennungsanlagen:	Siedlungsabfalldeponien:
gegenwärtige durchschnittliche Emissionen: ca. 8 ng TCDD-Äqu./m^3 Reingas = 40 ng TCDD-Äqu./kg Abfall	Deponiegas: nicht nachweisbar
moderne Hausmüllverbrennungsanlage: ca. 1 ng TCDD-Äqu./m^3 Reingas = 5 ng TCDD-Äqu./kg Abfall	Deponiegasverbrennung (bei vollständiger Gasfassung): < 0,1 ng TCDD-Äqu./m^3 (3 % O_2) = < 0,1 ng TCDD-Äqu./kg Abfall
Hausmüllverbrennungsanlage gemäß Entwurf der 17. BImSchV: < 0,1 ng TCDD-Äqu./m^3 Reingas = < 0,5 ng TCDD-Äqu./kg Abfall	

Quelle: SRU

Tabelle 6.4.5

Treibhauswirkung durch Hausmüllverbrennungsanlagen und Siedlungsabfalldeponien

Berechnungsgrundlage:
Relativer Treibhauseffekt unter Einbeziehung der atmosphärischen Lebensdauer (s. Tz. 1968):
Methan: Kohlendioxid — 3,2 : 1
(spezifisches Treibhauspotential pro Molekül: 32 : 1, aber 10fach höhere Lebensdauer von Kohlendioxid in der Atmosphäre)

			Berechnung der klimawirksamen CO_2-Äquivalente
Hausmüllverbrennungsanlage			
Gesamtkohlenstoff/kg Abfall:	171 g C		
Verbrennung zu Kohlendioxid ergibt:		= 0,35 m³ CO_2	·1 = 0,35 m³ CO_2-Äqu.
Siedlungsabfalldeponie (ohne Deponiegasverbrennung):			
Gesamtkohlenstoff/kg Abfall:	171 g C		
mobilisierbarer Anteil	109 g C	= 0,22 m³ C-1	
45% Kohlendioxid		= 0,10 m³ CO_2	·1 = 0,10 m³ CO_2-Äqu.
55% Methan		= 0,12 m³ CH_4	·3,2 = 0,38 m³ CO_2-Äqu.
Athmosphärische Umwandlung CH_4 in CO_2:		= 0,12 m³ CO_2	·1 = 0,12 m³ CO_2-Äqu.
			0,60 m³ CO_2-Äqu.
Siedlungsabfalldeponie (mit Deponiegasverbrennung bei 70% Gasfassung):			
Gesamtkohlenstoff/kg Abfall:	171 g C		
mobilisierbarer Anteil	109 g C	= 0,22 m³ C-1	
45% Kohlendioxid		= 0,10 m³ CO_2	·1 = 0,10 m³ CO_2-Äqu.
55% Methan, davon 70% verbrannt:		= 0,08 m³ CH_2	·1 = 0,08 m³ CO_2-Äqu.
davon 30% unverbrannt:		= 0,04 m³ CH_4	·3,2 = 0,12 m³ CO_2-Äqu.
Athmosphärische Umwandlung CH_4 in CO_2:		= 0,04 m³ CO_2	·1 = 0,04 m³ CO_2-Äqu.
			0,34 m³ CO_2-Äqu.

Quelle: SRU, eigene Berechnungen.

kürzere Lebensdauer in der Atmosphäre als Kohlendioxid mit 100 Jahren (Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre", 1988). Unter Berücksichtigung aller drei Faktoren — geringere Mobilisierbarkeit von Kohlenstoff in Deponien, relativ größeres Treibhauspotential von Methan bei kürzerer Lebensdauer in der Atmosphäre — ist die Klimawirksamkeit der aus Siedlungsabfalldeponien stammenden Gase etwas größer als die derjenigen aus Hausmüllverbrennungsanlagen; bei Verbrennung der Deponiegase besteht kein wesentlicher Unterschied mehr (Tab. 6.4.5).

Zusätzlich zu Methan enthalten Deponiegase Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW), die aus Spraydosen, Kühlaggregaten, Schaumstoffen usw. stammen und stark klimawirksam sind. In der Bundesrepublik werden pro Jahr ca. 140 t Dichlordifluormethan, 40 t Chloridfluormethan und 30 t Trichlorfluormethan aus Deponien emittiert (LAUGWITZ, 1990). Ihr Beitrag zum Treibhauseffekt kann gegenüber den großen Methan- bzw. Kohlendioxidmengen derzeit nicht abgeschätzt werden. Wegen ihres Beitrags zur Zerstörung der Ozonschicht müssen unabhängig davon weiterhin alle Anstrengungen unternommen werden, die gewährleisten, daß keine FCKW-haltigen Produkte auf Deponien gelangen.

Hausmüllverbrennungsanlagen können durch die energetische Nutzung einen entsprechenden Anteil an der Verbrennung fossiler Energieträger substituieren und vermindern dadurch den Kohlendioxidausstoß aus Kraftwerken. Dementsprechend reduziert sich der Nettobeitrag von Hausmüllverbrennungsanlagen zum Treibhauseffekt. Die energetische Nutzung des vergleichsweise energieärmeren Deponiegases ist ebenfalls geboten. Allerdings ist die Deponiegasfassung nie vollständig. Außerdem wird in der Deponie nur ca. 60% des Kohlenstoffs aus Siedlungsabfällen mobilisiert; entsprechend geringer ist der Substitutionseffekt bei der Deponiegasnutzung.

1969. Die energetische Nutzung der Hausmüllverbrennung und die damit verbundene Substitution anderer Energieträger wirkt sich auch gegenüber anderen Schadstoffemissionen aus. Im Vergleich zu Steinkohlekraftwerken emittieren moderne Hausmüllverbrennungsanlagen, bezogen auf Brennstoffmengen mit gleichem Heizwert, beispielsweise weniger Schwefeldioxid, Chlorwasserstoff und Fluorwasserstoff (BRAUN und HEIDENHOF, 1989). Diese Substitution ist beim Vergleich der Schadstofffrachten aus Hausmüllverbrennungsanlagen und Deponien zu berücksichtigen. Allerdings wird ein zunehmender Teil der gewonnenen Energie aus Hausmüllverbrennungsanlagen für die weitere Behandlung der Rückstände und Abgasreinigungsprodukte, beispielsweise zum Eindampfen der Abwässer, benötigt, weshalb dieser Substitutionseffekt quantitativ keine bedeutende Rolle mehr spielen dürfte.

6.4.2 Emissionen aus den Rückständen und Belastung des Sickerwassers

Organische Verbindungen

1970. Da der Hauptzweck der Hausmüllverbrennung in der Zerstörung der organischen Inhaltsstoffe des Abfalls besteht, sind die Rückstände aus der Verbrennung und aus der Rauchgasreinigung naturgemäß überwiegend anorganischer Natur. Bei der Deponierung unbehandelter Siedlungsabfälle werden organische Bestandteile durch die anaerobe Vergärung in Methan und Kohlendioxid umgewandelt und zusammen mit anderen flüchtigen Bestandteilen in Form des Deponiegases über größere Zeiträume in die Atmosphäre abgegeben bzw. bei der Deponiegasnutzung verbrannt. Polymere Kohlenstoffverbindungen, d. h. Kunststoffe, werden dagegen kaum abgebaut; über ihr weiteres Schicksal können kaum Aussagen gemacht werden. Die Stoffumwandlung in der Deponie ist außerdem mit der Bildung schwerflüchtiger, polarer organischer Substanzen verbunden, die in wäßrigen Medien gut löslich sind; teilweise liegen solche Stoffe bereits bei der Ablagerung in den Abfällen vor.

Daraus ergeben sich im Sickerwasser von Siedlungsabfalldeponien sehr hohe organische Belastungen, die über mehrere Jahrzehnte und eventuell Jahrhunderte anhalten können und eine Sikkerwasserbehandlung über entsprechend lange Zeiträume erforderlich machen (Kap. 5.5 bzw. 6.3). Wie in Kapitel 6.3 ausgeführt, ist über die quantitative Zusammensetzung der organischen Schadstoffe im Sickerwasser von Siedlungsabfalldeponien nicht sehr viel bekannt; ihr Schadpotential läßt sich daher nicht quantitativ beschreiben. Wegen der endlichen Funktionsdauer der Deponieabdichtungen besteht dabei grundsätzlich die Gefahr einer Kontamination von Grundwasser mit organischen Schadstoffen. Der hohe Gehalt an organischen Stoffen beinhaltet ein schwer quantifizierbares Reaktionspotential und stellt damit den größten Unsicherheitsfaktor bei der Deponierung unbehandelter Siedlungsabfälle dar.

Bei der Sickerwasserbehandlung können die organischen Bestandteile sekundär zur Freisetzung von Schadstoffen führen, die den Emissionen in die Luft hinzuzurechnen sind.

Anorganische Substanzen

1971. Die thermische Behandlung von Abfällen in Hausmüllverbrennungsanlagen führt nicht nur zu einer Zerstörung organischer Bestandteile, sondern auch zu einer Aufteilung der anorganischen Schadstoffströme in die Verbrennungsrückstände einerseits und die Filterstäube und Rauchgasreinigungsprodukte andererseits. Im letzteren Teilstrom kommt es zu einer Anreicherung leicht löslicher Schwermetallsalze, die entweder wiederverwertet oder durch sichere, untertägige Lagerung der Biosphäre entzogen werden können. Dies bedeutet eine Entfrachtung der Verbrennungsrückstände und damit eine Absenkung ihres Gefährdungspotentials im Vergleich zur Ablagerung ohne Vorbehandlung.

Dennoch enthalten die Verbrennungsrückstände noch einen großen Teil der ursprünglichen anorganischen Schadstoffe, insbesondere den größten Teil der Metalle, mit Ausnahme der leichtflüchtigen Schwermetalle Cadmium und Quecksilber. Durch Behandlungsmaßnahmen lassen sich Sickerwasserbelastungen bei der Deponierung bzw. der Verwertung von Schlacke zwar reduzieren, über das Ausmaß der Mobilisierbarkeit der Schwermetalle über lange Zeiträume lassen sich sichere Aussagen jedoch gegenwärtig nicht machen.

Die Belastung des Sickerwassers aus Siedlungsabfalldeponien mit anorganischen Salzen und Schwermetallen ist teilweise geringer als bei Deponien, auf denen Schlacken gemeinsam mit Flugstäuben abgelagert wurden (LAGA, 1984). Möglicherweise sind diese Schadstoffe durch das anaerobe Milieu in Siedlungsabfalldeponien stärker festgelegt. Andererseits enthalten Flugstäube leicht mobilisierbare Salze, die zu einer erhöhten Sickerwasserbelastung führen können; ihre Ablagerung auf Schlackendeponien widerspricht daher dem Konzept der immissionsneutralen Ablagerung. Im Gegensatz zu reinen Schlackendeponien sind Siedlungsabfalldeponien jedoch durch biologische Umsetzungen stärkeren qualitativen Veränderungen unterworfen, die langfristig auch zu stärkeren Änderungen im Elutionsverhalten, z. B. durch Änderungen des Redoxpotentials, führen könnten. Langzeitprognosen über die Mobilisierbarkeit von Schadstoffen aus Siedlungsabfalldeponien sind daher mit größeren Unsicherheiten behaftet als bei Schlackendeponien. Quantitative Vergleiche sind aufgrund dieser Unsicherheiten nicht möglich.

6.4.3 Zusammenfassender Vergleich

1972. Der wesentliche Unterschied zwischen der Ablagerung unbehandelter Siedlungsabfälle und der Hausmüllverbrennung mit anschließender Deponierung der Rückstände besteht darin, daß durch die thermische Zerstörung organischer Schadstoffe in Hausmüllverbrennungsanlagen das kaum quantifizierbare und über große Zeiträume bestehende Reaktionspotential dieser Substanzen in den abzulagern-

den Abfällen vermindert wird. Ein wesentlicher Unterschied besteht auch im Hinblick auf die Belastung der Atmosphäre mit organischen Schadstoffen, insbesondere mit Methan, die durch die Verbrennung verringert wird. Dem stehen höhere Emissionen an anorganischen Schadgasen und Schwermetallen in die Atmosphäre gegenüber, die mit der Hausmüllverbrennung verbunden sind und auch durch moderne Rauchgasreinigungsanlagen nicht vollständig unterbunden werden können. Trotz der weitgehenden Zerstörung organischer Bestandteile kann bei der Hausmüllverbrennung die Emission persistenter organischer Spurenstoffe wie der PCDD/F nicht völlig vermieden werden.

Vorteile gegenüber der Deponierung ohne Vorbehandlung hat die Verbrennung durch die Teilentfrachtung der Verbrennungsrückstände von Schwermetallen. Die Schwermetallanreicherung in Filterstäuben und Abgasreinigungsprodukten ermöglicht ihre getrennte Behandlung oder Ablagerung in stärker gesicherten Sonderabfall- oder Untertagedeponien und damit ihren Entzug aus der Biosphäre.

7 ANFORDERUNGEN AN DIE ZUKÜNFTIGE ABFALLWIRTSCHAFT

7.1 Ziele und Strategien der Abfallwirtschaft

1973. Das Abfallproblem ist zu einem Umweltproblem ersten Ranges geworden. Wesentliche Ursachen für seine neue, erschreckende Dimension sind die in den letzten 100 Jahren und vor allem seit den 1960er Jahren zu verzeichnende unerwartete Mengensteigerung und das Erscheinen neuartiger, schwer abbaubarer Stoffe. Obwohl in Presse, Funk und Fernsehen sehr häufig auf die Abfallproblematik hingewiesen und über Auseinandersetzungen über Abfallbehandlungsanlagen ausführlich berichtet wird, scheint der Mehrzahl der Menschen die Schwere der Problematik und der damit verbundenen Verantwortung nicht gegenwärtig zu sein; erst recht wird sie nicht zutreffend erfaßt und richtig gewürdigt. Von einem ökologisch und ökonomisch vernünftigen Umgang mit Abfällen sind die meisten Menschen noch weit entfernt. Abfall ist für viele immer noch ein Begriff, der schon gedanklich auf Abwehr stößt.

So ergab beispielsweise eine in München Ende 1989 durchgeführte Umfrage, daß nur 22 % der Befragten in der Abfallentsorgung eine wichtige Aufgabe sahen und gar nur 7 % hier Handlungsbedarf anerkannten. Auch vermochte kaum ein Befragter anzugeben, was mit dem Abfall nach Leerung der Abfallbehälter geschieht (Südd. Zeitung vom 9. März 1990). Es scheint also weithin unbekannt zu sein, daß Abfall allgegenwärtig und ein wesentliches Kennzeichen unserer hochentwickelten industriellen Gesellschaft geworden ist. Das Umfrageergebnis kann auch dahingehend gedeutet werden, daß die Bürger unzureichend über die Abfallproblematik informiert wurden oder sich keine ausreichenden, einfach zugänglichen Informationen beschaffen konnten.

Auch im Bereich der gewerblichen und industriellen Produktion folgt man weitgehend noch der Einbahnstraße Produktion, Produkt, Distribution, Verbraucher, Abfallbeseitiger (Tz. 704). Dadurch werden die wachsenden Probleme im Abfallbereich verdrängt oder einseitig verlagert, anstatt sie als Ganzes zu lösen. Ähnliche Erfahrungen gelten offenbar auch für die Industrie in USA: „Production people focus on the product, not on waste, and they find pollution control at the end of the process more convenient than waste reduction in the middle" (OTA, 1987, S. 9).

Der Rat hält eine derartige Einstellung für umweltpolitisch schädlich und gesellschaftlich unverantwortlich. In späteren Jahren, wenn gegebenenfalls die Abfälle der heutigen Produktionen als Altlasten zu sanieren sein werden, würde eine solche Einstellung als fahrlässiger Umgang mit Abfallproblemen und als Mißachtung erkennbar notwendiger Vorsorge gewertet werden. Abfall nicht entstehen zu lassen bedeutet auch, künftige Altlasten zu vermeiden.

1974. Um das Abfallproblem rasch und wirksam lösen zu können, bedarf es eines Abfallwirtschaftskonzepts, das dem Anspruch einer ganzheitlichen Lösung gerecht wird. Unter Abfallwirtschaft versteht der Rat das aufeinander abgestimmte Zusammenwirken von Vermeidung, Verwertung und Beseitigung (Tz. 36 bis 47; Kap. 4.1) von Abfällen mit dem Ziel, die Gesundheit des Menschen zu schützen sowie die belebte und unbelebte Umwelt vor Ansammlungen von Abfällen und deren schädlichen Auswirkungen soweit wie möglich zu bewahren. Im Rahmen dieser Abfallwirtschaft fordert der Rat den grundsätzlichen Vorrang von Vermeidung und Verwertung von Abfällen im Produktions- und Konsumbereich. Die nicht vermeidbaren und verwertbaren Abfälle müssen so behandelt werden, daß sie durch umweltverträgliche Deponierung beseitigt werden können. Diese Beseitigung ist immer im Zusammenhang mit der Vermeidung und Verwertung der Abfälle zu planen und zu gestalten.

Die ökologische Kapazität der Umweltmedien, Abfallstoffe, die wegen ihrer Menge oder Eigenschaften schädlich sind, aufzunehmen, zu verteilen und zu verarbeiten, droht zu erschöpfen oder ist bereits erschöpft. Daraus folgt als weitere wesentliche Aufgabe der Abfallwirtschaft, die durch Abfälle verursachten Belastungen der Umweltmedien schnell und wirksam zu verringern. Zu dieser kurz- und mittelfristigen Zielsetzung kommt ergänzend als langfristiges Ziel die optimale Nutzung nichterneuerbarer Rohstoffe hinzu, weil der sparsame Umgang mit Rohstoffen generell zur Begrenzung des mengenmäßigen Stoffumsatzes und der damit verbundenen Umweltbelastungen beiträgt.

1975. Um diese Ziele zu erreichen, gibt es drei grundsätzliche Optionen:

- Einführung eines umfassenden Systems der Lenkung und Verteilung von Stoffen (stoffpolitisches Regime)
- breit angelegter Ausbau von Anlagen zur Behandlung und Ablagerung von Abfällen („Entknappung" von Beseitigungsmöglichkeiten)
- verstärkte Vermeidung und Verwertung von Reststoffen und Abfällen.

Der erste Weg bedeutet — konsequent gegangen — ein tiefgestaffeltes System der Stoff- und Produktprüfung und -zulassung mit einem dichten Netz staatlicher Eingriffe. Er würde in den Wirtschaftsdirigismus führen und ist daher als Hauptpfad nicht gangbar, wenn auch Elemente dieser Option in gewissem Umfang verwendet werden müssen (Tz. 1979; Abschn. 4.6.2).

Die langfristigen Risiken und absehbaren Umweltbelastungen des zweiten Weges liegen auf der Hand und sind Anlaß für seine verbreitete Ablehnung bei der Bevölkerung. Dennoch kann auch in Zukunft auf den Einsatz von Anlagen zur Behandlung und Ablagerung von Abfällen nicht verzichtet werden.

Der dritte Weg des mit Nachdruck betriebenen Ausbaus der Vermeidung und Verwertung wird vom Rat als wichtigste zukunftweisende Option angesehen. Allerdings ist auch er nicht allein gangbar, und es darf die umfassende Ausschöpfung aller Vermeidungs- und Verwertungspotentiale nicht in kurzer Frist erwartet werden. Er erfordert im Bereich der Produktion den verstärkten Einsatz von Anreizen und Instrumenten für eine umweltschonende und abfallmindernde Gütererzeugung und im Bereich der Konsumenten — also der Bevölkerung insgesamt — einen Wandel der Mentalität, der nicht verordnet werden kann und sich mit der Zeit erst entwickeln muß (Abschn. 7.2.2; Tz. 725).

7.2 Die Strategie der Vermeidung und Verwertung

7.2.1 Zum Vorrang der Strategie von Vermeidung und Verwertung

1976. Vermeidung und Verwertung von Abfällen stehen sowohl unter Mengen- als auch unter Schadstoffgesichtspunkten heute im Mittelpunkt des öffentlichen Interesses und sind zu entscheidenden Kriterien für den Erfolg der Umweltpolitik von Bund, Ländern und Gemeinden geworden. Erste Erfolge sind zu verzeichnen. So sind bereits ca. 25% der Bevölkerung an eine Erfassung bestimmter Wertstoffe aus Haushaltungen angeschlossen, und die Containersammlung für Glas und Papier erfolgt fast flächendeckend. Auch im Produktionsbereich werden Vermeidung und Verwertung immer stärker beachtet. Als Beispiel sei die Abfallvermeidung bei der Titandioxidproduktion genannt, die Ende 1989 zur vollständigen Einstellung der Dünnsäureverklappung in die Nordsee geführt hat. Zu diesen ersten Erfolgen haben neben den gesetzlichen Vorschriften auch die wachsenden Einsichten in die Abfallproblematik und das zunehmende Umweltbewußtsein beigetragen, das sich gerade im Abfallbereich als besonders sensibel erweist.

Mit dem dieser Strategie eingeräumten Vorrang vor der Beseitigung ist der Weg für einen ökologisch wie ökonomisch vernünftigen Umgang mit Abfällen gewiesen. Er ist als abstrakte Forderung allgemeiner Zustimmung sicher, erfordert jedoch tiefgreifende Änderungen in der Einstellung und im täglichen Handeln der Produzenten und Verbraucher. Wenn dies nicht gelingt und wenn die Durchsetzung konkreter Maßnahmen nicht zügig vorangetrieben wird, besteht die Gefahr, daß insbesondere die Abfallvermeidung in der Rolle des „Hoffnungsträgers" verbleibt und das ihr innewohnende Potential zur Verringerung der von Abfällen verursachten Umweltbelastungen nicht oder nicht in vollem Umfang ausgeschöpft werden kann.

Stofökologische Aspekte

1977. Produzenten und Verbraucher treffen mit ihren laufenden wirtschaftlichen Entscheidungen über Art und Menge der herzustellenden bzw. zu verwendenden Güter und erbrachten bzw. in Anspruch genommenen Dienste praktisch zugleich grundsätzliche ökologische bzw. Umweltentscheidungen. Mit ihnen wird über Stoffhaushalte, d. h. über den Fluß, die Verteilung und Vermischung von Stoffen entschieden. Aufgrund des Gesetzes von der Erhaltung der Materie ist die allgemeine und spezielle Stoffökologie von größter umweltpolitischer, aber bisher unterschätzter Bedeutung. Dies heißt zwar nicht, daß jede Stoffverwendung umweltpolitisch von Bedeutung wäre, weist aber auf die mit Stoffverwendungen verbundenen möglichen Umweltbelastungen hin. Eine gezielte Betrachtung und Bewertung der Stoffströme trägt dazu bei, Maßnahmen zur Abfallvermeidung und -verwertung systematischer und wirkungsvoller einzuleiten und durchzuführen. Insofern liefert die Stoffökologie wichtige Beiträge zu einer vorausschauenden Umweltpolitik, insbesondere für die Vermeidungs- und Verwertungsstrategie der Abfallwirtschaft, indem sie Möglichkeiten zu frühzeitigem Erkennen möglicher Umweltbelastungen schafft.

1978. Alle Vorgänge der Ver- und Entsorgung müssen wegen ihrer Zusammengehörigkeit („zwei Seiten einer Medaille") durchgehend auch unter stoffökologischen Gesichtspunkten betrachtet und geprüft werden. Der Rat hat im Umweltgutachten 1987 (SRU, 1987, Tz. 20) als Hauptprozesse in der „kultürlichen Umwelt" (die der natürlichen Umwelt gegenübergestellt wird)

- biologische Prozesse (vor allem der Land- und Forstwirtschaft),
- Gewinnungsprozesse für Rohstoffe aller Art,
- industrielle und gewerbliche Herstellungsprozesse für Güter aller Art und
- Verwendungsprozesse

herausgestellt. Damit ist die Richtung für die geforderte stoffökologische Betrachtung vorgegeben. Bereits bei den Gewinnungsprozessen, wo Grundstoffe für den Einsatz in Herstellungsprozessen ausgewählt werden, und dann in diesen selbst, müssen im Grundsatz Gesichtspunkte der Vermeidung und Verwertung von Abfällen gemäß den abfallwirtschaftlichen Prioritäten beachtet werden. Dies setzt voraus, daß von den Herstellern in Zukunft auch berücksichtigt wird, wo und in welcher Form die Produkte und ihre stofflichen Bestandteile nach Ablauf ihrer Lebensdauer verbleiben. Dabei muß immer wieder darauf

hingewiesen werden, daß der Konsument im Grunde nicht Produkte als solche, sondern deren nutzenstiftende (ihm nützende) Eigenschaft konsumiert, während die stofflichen Bestandteile dieser Produkte nach dem Ende des Konsumierens nach wie vor vorhanden sind — wenn auch in anderer, weniger oder nicht mehr brauchbarer Form.

1979. Eine umfassende Steuerung von Stoffströmen nach strengen stoffökologischen Gesichtspunkten würde zum Hemmnis für Produktinnovationen. Regelungen, die letztlich darauf hinausliefen, im Sinne eines strikten stoffpolitischen Regimes unter Abfallgesichtspunkten verzichtbare und unverzichtbare Stoffe bzw. Güter festzulegen, sind in einer Marktwirtschaft grundsätzlich problematisch. Gleichwohl sind solche Regelungen in bestimmten Fällen erforderlich, z. B. um besonders gefährliche Stoffe aus den Stoffströmen und damit auch aus dem Abfall fernzuhalten.

Rechtliche Grundlagen

1980. Für die Regelung der Abfallprobleme ist nicht nur das Abfallgesetz vom 27. August 1986, sondern auch das Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 26. November 1986 maßgeblich. Dieses Gesetz enthält anlagenbezogene Regelungen für Reststoffe aus der Produktion genehmigungsbedürftiger Anlagen, und damit Abfallrecht im materiellen Sinne, während für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen sowie allgemein für die mengen- und stoffbezogenen Aspekte der Abfallwirtschaft das Abfallgesetz gilt. Die Bedeutung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes ergibt sich daraus, daß es etwa die Hälfte der Abfälle (Reststoffe) aus der Produktion erfaßt. Zukünftig kann auch das Wasserhaushaltsgesetz in der Fassung vom 23. September 1986 Bedeutung für die Vermeidung und Verwertung von Reststoffen aus der Produktion erlangen. Gleichwohl wird das Abfallgesetz wegen seines umfassenderen Ansatzes für die Zielsetzung und Instrumentierung der Abfallpolitik als maßgeblich angesehen.

1981. Im geltenden Recht ist eindeutig ausgesprochen, daß die Vermeidung und Verwertung von Abfällen sowie Reststoffen aus der Produktion grundsätzlich Vorrang vor der Beseitigung haben. Dieser Vorrang ist freilich an allgemein formulierte Bedingungen, wie technische Möglichkeit und wirtschaftliche Zumutbarkeit, geknüpft, die in der Rechtsanwendung eine Reihe von Problemen aufwerfen. Im Verhältnis zwischen Vermeidung und Verwertung und zwischen stofflicher Verwertung und Verbrennung mit Energiegewinn fehlt es an eindeutigen oder überhaupt an Aussagen des Gesetzgebers. Es ist zweifelhaft, ob der Landesgesetzgeber oder Verwaltungsvorschriften des Bundes, wie die TA Abfall, diese Lücken der gesetzlichen Regelungen in vollem Umfang durch eine nachträgliche Prioritätensetzung, z. B. im Sinne eines Vorrangs der stofflichen Verwertung vor der Verbrennung, schließen können. Ein Tätigwerden des Gesetzgebers erscheint dem Rat daher geboten, zumal mit zunehmendem Erfolg von Vermeidungs- und Verwertungsmaßnahmen, aber auch wegen immer aufwendigerer Rückhaltetechniken die Energieausbeute bei der Abfallverbrennung ständig abnimmt.

1982. Darüber hinaus hält das geltende Recht kein geschlossenes System von Regelungen bereit, die es gestatten, eine im Regelfall abfallwirtschaftlich vorrangige Maßnahme im Einzelfall oder in typischen Einzelfällen zurückzusetzen, wenn diese sich aufgrund einer vergleichenden Risikobewertung anhand von „Lastpaketen" für die Umwelt als ungünstiger erweisen. Es fehlt an gesetzlichen Regelungen, die allgemein aussprechen, daß über die Anforderungen der technischen Möglichkeit und der wirtschaftlichen Zumutbarkeit hinaus auch die relative Umweltverträglichkeit durch Vergleich von Lastpaketen für die Beurteilung des Einzelfalls herangezogen werden muß. Es ist anzustreben, daß im Sinne einer „bestmöglichen Umweltoption" (O'RIORDAN, 1989) Belastungsverlagerungen umfassend entgegengewirkt werden kann.

1983. Der Rat empfiehlt dringend entsprechende Änderungen der gesetzlichen Regelungen. Zwar müssen die wissenschaftlichen Methoden für derartige vergleichende Risikobetrachtungen zu einem großen Teil erst erarbeitet werden; eine derartige Forschung würde aber gerade durch solche Neuregelungen vermehrt initiiert werden. Bei der Ausgestaltung künftiger Regelungen entspräche es den Anforderungen an Rechtssicherheit und Praktikabilität, die grundsätzlichen abfallwirtschaftlichen Prioritäten als Regel, ihre Korrektur im Einzelfall nach Maßgabe einer vergleichenden Risikobewertung als Ausnahme zu formulieren. Diese Regelungstechnik ist aus den genannten Gründen einer reinen Einzelfallbetrachtung vorzuziehen.

1984. Wertungswidersprüche und Kompetenzkonflikte hinsichtlich Vermeidung und Verwertung von Produktionsabfällen ergeben sich durch die Zweigleisigkeit des materiellen Abfallrechts. Das anlagenbezogene Abfallrecht ist nur hinsichtlich genehmigungsbedürftiger Anlagen Teil des Immissionsschutzrechts, hinsichtlich nicht genehmigungsbedürftiger Anlagen dagegen Teil des Abfallrechts i.e.S. Das mengen- und stoffbezogene Abfallrecht ist ausschließlich im Abfallgesetz geregelt. Dies hat Konsequenzen nicht nur für die Behördenzuständigkeiten. Vielmehr sind die Regelungen auch inhaltlich unterschiedlich. Während für genehmigungsbedürftige Anlagen ein vorrangiges Vermeidungs- und Verwertungsgebot nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG gilt, das von den Immissionsschutzbehörden im Rahmen der Genehmigung und Überwachung der betreffenden Anlagen durchzusetzen ist, unterliegen die nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen lediglich einem Verwertungsgebot nach Abfallrecht, soweit ihre Abfälle von der Entsorgung ausgeschlossen sind (§ 3 Abs. 2 Satz 3, Abs. 4 Satz 2 AbfG); hierfür sind die Abfallbehörden zuständig, die keine dauernden Einwirkungsbefugnisse auf die Betreiber dieser Anlagen besitzen.

1985. Der Rat empfiehlt eine konsequente Trennung des anlagen- und des mengen- und stoffbezogenen Abfallrechts mit Harmonisierung der inhaltlichen Anforderungen und verstärkten Pflichten der jeweils zuständigen Behörden zur Zusammenarbeit. Eine Überlassung des anlagenbezogenen Abfallrechts insgesamt an das Immissionsschutzrecht ist — auch wenn man ökonomische Anreize zur Vermeidung und Ver-

wertung von Reststoffen administrativer Regulierung vorzieht — sinnvoll, weil nur die Genehmigungsbehörden über ausreichende Möglichkeiten dauernder Steuerung und Kontrolle von Anlagen verfügen, die an sich dem Immissionsschutzrecht unterliegen. Eine inhaltliche Harmonisierung der reststoffbezogenen Pflichten der Betreiber von genehmigungsbedürftigen und nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen erscheint dem Rat im Hinblick auf die Bedeutung der letzteren für die Abfallwirtschaft erforderlich. Sie läßt sich auf der Grundlage des geltenden Rechts nicht erreichen. Insbesondere ist auch die TA Abfall an die Regelungen des Abfallgesetzes gebunden, die für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen nur ein Verwertungs-, nicht auch ein Vermeidungsgebot vorsehen. Allerdings muß eine verstärkte Kooperation der Immissionsschutz und Abfallbehörden erfolgen, da das anlagenbezogene Abfallrecht Auswirkungen auf die Abfallströme, das mengen- und stoffbezogene Abfallrecht Auswirkungen auf die Entsorgungskapazitäten und die Bereitschaft zur Vermeidung und Verwertung hat.

1986. Ein Hemmnis der stofflichen Verwertung bilden gegenwärtig die unsicheren Grenzen zwischen Immissionschutz- und Abfallrecht, insbesondere bei nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen. Die Abgrenzung zwischen Immissionsschutz- und Abfallgesetz ist schwierig, weil die Verwertung eine Doppelfunktion hat; sie stellt sowohl einen Teil der Abfallentsorgung als auch der Herstellung eines neuen Produkts dar. Der Rat tritt dafür ein, bei genehmigungs- und nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen dem Immissionschutzrecht einen Vorrang einzuräumen. Die für den Immissionsschutz zuständigen Behörden sollten entscheiden, ob ein Reststoff in der Anlage oder durch Dritte verwertet werden muß oder darf oder in das Regime des Abfallrechts zu entlassen ist. Auch der eigentliche Verwertungsvorgang einschließlich der Anlagenzulassung sollte grundsätzlich dem Abfallgesetz entzogen werden. Würde die Kontrolle über Verwertungsbetriebe der Zuständigkeit der Abfallbehörden unterworfen, so würde dies zu ungleichen Produktionsbedingungen für Produkte aus Sekundärrohstoffen gegenüber solchen aus Primärrohstoffen führen, ohne daß dem belegbare Vorteile für die Umwelt gegenüberstünden. Der Verwertungsvorgang unterscheidet sich nicht grundsätzlich von anderen Produktionsvorgängen, in denen mit gefährlichen Stoffen umgegangen wird. Allerdings muß sichergestellt werden, daß eine Kontrolle des Verbleibs der Reststoffe und der Deklarierung gemäß den Anforderungen des Abfallgesetzes erfolgt. Dem Interesse der Abfallbehörden, zur Geringhaltung der Abfallströme auf Ausnutzung aller Verwertungsmöglichkeiten hinzuwirken und eine angemessene räumliche Entsorgungsstruktur sicherzustellen, kann im übrigen durch zwingende Beteiligung sowie durch Anwendung des § 6 AbfG Rechnung getragen werden.

1987. Darüber hinaus erscheint es unter den gleichen Voraussetzungen sinnvoll, dem Immissionsschutzrecht auch für die Behandlung von Abfällen zur Ablagerung einen Vorrang einzuräumen, da sich diese nicht grundlegend von der Verwertung unterscheidet. Nur die Deponie selbst sollte gänzlich dem abfallrechtlichen Regime unterworfen bleiben.

1988. Weitaus schwächer als hinsichtlich der Reststoffe und Abfälle aus der Produktion ist die Vermeidung und Verwertung von Produktabfällen verrechtlicht. Abgesehen von der Verwertung von Produktabfällen durch die entsorgungspflichtigen Körperschaften stehen Produktregelungen nach § 14 AbfG im politischen Ermessen der Bundesregierung. Der auch insoweit geltende Vorrang von Vermeidung und Verwertung stellt dementsprechend nur eine politische Richtlinie dar, dessen Verwirklichung weitgehend von der jeweiligen umweltpolitischen Konzeption abhängt.

Der geringe Grad der Verrechtlichung von Vermeidungs- und Verwertungspflichten bei Produktabfällen beruht maßgeblich auf der Überlegung, daß Produktregelungen den Wettbewerb zwischen verschiedenen Produkten oder Verpackungen beeinflussen und den Marktzutritt neuer Produkte und den Strukturwandel im Handel erschweren können. Gerade im Hinblick auf die Schaffung des europäischen Binnenmarktes bis Ende 1992 wirft dies schwierige wirtschaftspolitische und rechtliche Fragen auf. So sind Rücknahmepflichten nur bei dezentraler Verteilung ökonomisch tragbar; sie führen daher tendenziell zu einer besonderen Benachteiligung ausländischer Anbieter. Die gegenwärtige Ausgestaltung des auf Produkte bezogenen Eingriffsinstrumentariums ermöglicht es, diesen Gegebenheiten im Rahmen politischer Abwägung Rechnung zu tragen. Ein Vorteil dieser Offenheit des § 14 AbfG ist auch, daß bei abfallwirtschaftlichen Maßnahmen nach dieser Vorschrift eine vergleichende Risikobewertung nach dem Gedanken der „Lastpakete" ohne weiteres möglich ist. Gleichwohl ist der Rat der Auffassung, daß eine zukünftige Neuregelung des § 14 AbfG das politische Ermessen der Bundesregierung stärker rechtlich binden sollte, insbesondere hinsichtlich des Rangverhältnisses zwischen Vermeidung und Verwertung und der zu treffenden Maßnahmen. So sollte z. B. festgelegt werden, in welchen Fällen den Hersteller die volle Produktverantwortung bis zur Entsorgung des von ihm in den Verkehr gebrachten Produkts trifft.

1989. Das geltende Recht bietet für eine „flächendeckende" Einfügung einer abfallwirtschaftlichen Perspektive bereits in die Produktinnovation bisher nur wenig Ansatzpunkte. Abgesehen von den abfallwirtschaftlich wenig bedeutsamen Regelungen des Chemikalienrechts bedarf es praktisch stets eines nicht unerheblichen Problemdrucks, um staatliche Einwirkungen auf den Hersteller zu legitimieren. Nach Auffassung des Rates sollten im Rahmen einer langfristigen abfallwirtschaftlichen Strategie auch Überlegungen angestellt werden, wie die abfallwirtschaftliche Perspektive bereits in die Produktinnovation einbezogen werden kann. Dabei bietet sich eine Zusammenführung des abfallrechtlichen und chemikalienrechtlichen Instrumentariums zur Regelung von Produkten an. Der Rat verkennt allerdings nicht, daß eine solche Harmonisierung ohne Mitwirkung der Europäischen Gemeinschaft kaum möglich ist.

1990. Die staatlichen Regelungsmöglichkeiten nach § 14 AbfG im Hinblick auf Produktabfälle beschränken sich nicht auf ordnungsrechtliche Eingriffe; vielmehr kann sich die Bundesregierung auch der indikativen Verhaltenssteuerung durch Zielfestlegungen

bedienen (§ 14 Abs. 2 AbfG). Derartige Zielfestlegungen haben in jüngster Zeit erheblich an Bedeutung gewonnen und entwickeln sich zu einem zentralen Instrument einer Politik, die versucht, vor dem Hintergrund komplexer Wettbewerbsverhältnisse auf den Produkt- und Verpackungsmärkten dem Grundsatz des Vorrangs der Vermeidung und Verwertung vor der Beseitigung Rechnung zu tragen. Allerdings sind dabei die rechtsstaatlichen Grenzen auch indikativer Verhaltenssteuerung zu beachten; der Erfolg des Instrumentariums nach § 14 Abs. 2 AbfG bleibt abzuwarten.

Umweltentlastung als Maßstab für Vermeidung und Verwertung

1991. Das Abfallgesetz und die im Entstehen begriffene Abfallwirtschaft verfolgen vor allem das Ziel, die Abfälle als solche zu reduzieren, d. h. möglichst wenig Abfälle beseitigen zu müssen. Dabei darf aber nicht übersehen werden, daß mit den zur Erreichung dieses Ziels einzusetzenden Prozessen der Abfallwirtschaft wiederum Umweltbelastungen verbunden sein können, die es zu vermeiden oder zu vermindern gilt. Alle Maßnahmen im Umgang mit Reststoffen und Abfällen — also auch solche zur Vermeidung und Verwertung — müssen stets am Maß ihrer umweltentlastenden Wirkung gemessen werden. Insofern bedürfen auch die vom Gesetz festgelegten Prioritäten einer entsprechenden Überprüfung, wobei sich im Einzelfall oder für bestimmte Produkte andere Prioritäten ergeben können (Abschn. 2.2.7).

Abfall, der vermieden wird, also nicht erst entsteht, kann auch die Umwelt nicht belasten. Es mag jedoch Fälle geben, bei denen die Umstellung eines Prozesses mit dem Ziel der Vermeidung eines bestimmten Stoffes sich insgesamt so auswirkt, daß daraus auf andere Weise Umweltbelastungen entstehen. Ob die neuen Belastungen die durch Vermeidung erreichte Entlastung überwiegen, kann mit Hilfe des Konzeptes der Lastpakete ermittelt werden.

Die Verwertung vermindert ebenfalls die Menge des zu beseitigenden Abfalls; auch hier ist die Umweltentlastung zwar die Regel, aber keineswegs so selbstverständlich, wie allgemein angenommen (siehe z. B. Abschnitt 4.5.1.1 und 4.5.2.4). Verwertungen können prozeßbedingte Umweltprobleme hervorrufen, wenn sie nennenswerte zusätzliche Stoff- und Energieaufwendungen sowie Transportvorgänge erfordern, die ihrerseits Abgase, Abwässer, Lärm und Abfälle erzeugen. Die mit umweltbelastenden Verwertungsprodukten verbundenen Probleme sind inzwischen ebenfalls erkannt worden, und es wird versucht, sie primär durch Vermeidung zu lösen. Die umweltpolitische Bewertung der Verwertung sollte mittels der Methode der Lastpakete erfolgen.

Wie der Rat bereits im Umweltgutachten 1987 (SRU, 1987, Kap. 1.1) betont hat, darf Umweltpolitik nicht sektoral optimiert werden, da sonst die Gefahr besteht, die Umweltbelastung lediglich von einem Umweltsektor in einen anderen zu verschieben. Auch die Lösung des Abfallproblems muß dem Grundsatz der Minderung der Umweltbelastungen insgesamt folgen.

Vermeidung und Verwertung als Beitrag zur Schonung nichterneuerbarer Ressourcen

1992. In der allgemeinen Umweltdiskussion werden Vermeidung und Verwertung nicht nur mit Gesichtspunkten der Umweltentlastung, sondern auch mit Forderungen nach sparsamem Umgang mit nichterneuerbaren Rohstoffen in Verbindung gebracht. Der Rat hat derartige Forderungen und die darin enthaltenen Probleme bisher nicht als unmittelbaren Gegenstand der Umweltpolitik angesehen und daher höchstens gelegentlich angesprochen. Vielmehr hat er die mit Abbau, Verarbeitung und Verwertung dieser Rohstoffe einhergehenden Umweltbelastungen oder -schäden berücksichtigt (SRU, 1987, Tz. 24).

Dies heißt nicht, daß den Gesichtspunkten der Erhaltung nichterneuerbarer stofflicher und energetischer Ressourcen ein geringerer Rang zukäme; sie spielen jedoch in der umweltpolitischen Gestaltung und Bewertung der Abfallwirtschaft nicht die entscheidende Rolle. Außerdem ist zwischen Umwelt- und Rohstoffpolitik eine Arbeitsteilung vorhanden und auch zweckmäßig. Wenn z. B. die Verwertung von Kunststoffabfällen allein mit dem Argument der Erdöleinsparung begründet würde, dann hätte dies bei den derzeitigen Weltmarktpreisen für Erdöl allenfalls eine symbolische Bedeutung. Für die Ressourcenschonung wäre eine Anhebung der Erdölpreise das bessere Instrument; das könnte aber zur Folge haben, daß in Heizanlagen mehr Kohle eingesetzt würde, deren Emissionen zu größeren Umweltbelastungen führen. Das Beispiel zeigt, daß die Ziele der Ressourcenwirtschaft und der Umweltpolitik sich nicht in allen Fällen decken, aber dennoch verzahnt sein können.

Allerdings ist der Ressourcengesichtspunkt für die Abfallprobleme insofern von großem Gewicht, als die Menge der abgebauten und genutzten Ressourcen in jedem Fall die Mengen des Abfalls, z. T. auch sein Schadstoffpotential, beeinflußt. So kann die optimale Nutzung von Ressourcen auch unter Umweltgesichtspunkten als ergänzendes, langfristiges Ziel der Abfallwirtschaft einbezogen werden. Zu seiner Erreichung leistet die Vermeidung und Verwertung von Reststoffen und Abfällen wertvolle Beiträge.

7.2.2 Zur Umsetzung von Vermeidung und Verwertung

1993. Um die gesetzlich verankerten Leitvorstellungen einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft praktikabel umsetzen zu können, bedarf es der grundlegenden Änderung der Verhaltensweisen von Produzenten und Konsumenten und des Einsatzes sowie der Weiterentwicklung des umweltpolitischen Instrumentariums. Zu diesem gehören sowohl ordnungsrechtliche Maßnahmen und ökonomische Anreize als auch im Vorfeld der Abfallentstehung präventiv wirkende Instrumente sowie kontinuierliche Aufklärung und Beratung und Forschung und Entwicklung. Es muß intensiv darauf hingewirkt werden, daß die „Versorgung" mit Gütern und die „Entsorgung" von dadurch zwangsläufig bedingten Abfällen, die „nur" eine andere Form von „Gütern" darstellen, aus stofflicher Sicht als zwei Seiten einer Medaille, als nicht vonein-

ander trennbare, gekoppelte Vorgänge anerkannt werden.

1994. Auf seiten der Konsumenten kann sich eine Änderung der Verhaltensweisen auch ohne staatliche Einflußnahme vollziehen; vor allem in der gesellschaftlichen Mittelschicht geschieht dies bereits in Ansätzen. Dabei handelt es sich nicht nur um ein verändertes Verhalten der Sammlung von Haushaltsabfällen in mehreren Fraktionen und Behältern, sondern um tiefgreifende Veränderungen der Kauf-, Konsum- und Lebensgewohnheiten der einzelnen Menschen, die Ausdruck neuer, umweltbewußter Lebensweisen und Lebensstile sind.

Eine Änderung im Denken und Handeln kann vom Staat zwar nicht erzwungen werden, doch sollte eine langfristig angelegte Umweltpolitik diesen Wandel unterstützen. Insgesamt bedarf es eines langen, auf vielfältige Impulse, Informationen und Mechanismen der sozialen Kontrolle reagierenden Prozesses der Umstellung von Einstellungen und Verhaltensweisen. Auch im Umweltbereich werden allerdings wesentliche Umorientierungen wahrscheinlich erst allmählich durch das Heranwachsen neuer Generationen möglich (SRU, 1987, Tz. 45), wobei Schul- und Berufsausbildung eine entscheidende Rolle spielen müssen. In diesem Zeitraum findet ein entsprechendes soziales Lernen statt, das in Prozesse der sozialen Kontrolle eingebettet ist, in denen die neuen Verhaltens- und Lebensweisen angeeignet und eingeübt werden. Rückblickend betrachtet kann diese Veränderung der Lebensweisen und Lebensstile unter dem Begriff des Mentalitätswandels zusammengefaßt und beschrieben werden. Dabei geht es um den Wandel von einer beseitigungsorientierten Mentalität, die in der „Wegwerfgesellschaft" dominierte, hin zu einer vermeidungs- und verwertungsorientierten Mentalität, die die Verhaltensweisen der Konsumenten in einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft leitet. Ein solcher Umschwung der Einstellungs- und Verhaltensweisen ist vergleichbar mit den grundlegenden Prozessen des Wandels von Mentalitäten zu Beginn der Moderne sowie während der industriellen Revolution.

Für ein auf Vermeidung und Verwertung von Abfällen ausgerichtetes Verhalten ist von Bedeutung, daß es nicht nur um technische Veränderungen von Verhaltensweisen, um das Auswechseln von einigen Handlungsmustern in einem ansonsten stabilen Verhaltensrepertoire geht, sondern vielmehr um einen grundlegenden Orientierungswandel, der die Aufgaben, die Rolle und die Verantwortung des einzelnen in einem wichtigen Bereich des menschlichen Lebens neu definiert und zu einem neuen Selbstverständnis des einzelnen in seiner und gegenüber seiner sozialen „Umwelt" führt.

1995. Freilich stehen diesem Orientierungswandel die Natur des Menschen und die Funktionsbedingungen des marktwirtschaftlichen Systems hemmend entgegen. In der wirtschaftlichen Wertordnung nimmt die Sicherung einer qualitativ hochwertigen und reichhaltigen Versorgung mit Gütern und Dienstleistungen einen hohen Rang ein. Darüber hinaus werden die Konsumgewohnheiten des einzelnen gezielt durch Absatzbemühungen, insbesondere durch die Werbung, stimuliert. Daher sind die immer noch wachsenden Güterbedürfnisse letztlich nicht zu sättigen, weil den Bürgern Konsum- und Wachstumsdenken und damit eine gewisse Verschwendung so gut wie selbstverständlich geworden sind und stetiges und angemessenes Wachstum auch erklärtes Ziel der Wirtschaftspolitik ist.

Von denselben Bürgern werden nun aus Entsorgungsgründen Einsichten in abfallrelevante Zusammenhänge, grundsätzliche Umstellungen und sogar Verzichte erwartet. Hier besteht die Gefahr einer Zwiespältigkeit in der Einstellung und im Verhalten, die sich darin ausdrückt, daß zur Beruhigung des Gewissens plakative Einzelhandlungen, wie z. B. Wiederverwendung von Verpackungen und Verwendung von Umweltschutzpapier, vorgenommen werden, um in anderen Bereichen weiterhin den üblichen Konsumgewohnheiten zu folgen.

1996. Der Rat hebt das Verhalten vieler Bürger, die große individuelle Anstrengungen zur Förderung der Vermeidung und Verwertung von Abfällen, z. B. durch disziplinierte getrennte Sammlungen, bis hin zu persönlicher Askese auf sich nehmen, als vorbildlich hervor. Aus diesem freiwilligen Verhalten einer Minderheit — um die es sich nach wie vor handelt — kann nach Auffassung des Rates jedoch nicht das Recht abgeleitet werden, es der Mehrheit der Bevölkerung in vollem Umfang etwa gesetzlich aufzuerlegen. Man kann nur hoffen, daß dem guten Vorbild rasch und in größerem Umfang gefolgt wird. Alle Informationen, Anreize z. B. über eine Änderung der Gebührenpolitik und in gewissem Umfang auch gesetzliche Vorschriften, wie z. B. kommunale Satzungen, die in diese Richtung wirken, bedürfen daher einer beständigen Förderung und Bemühung um Durchsetzung.

1997. Umweltpolitische Instrumente können solche langfristigen Entwicklungen begleiten, unterstützen und fördern — erzwingen können sie einen Wandel der Mentalität nicht. Die der Politik zufallende Aufgabe besteht darin, Rahmenbedingungen für die Herstellung umweltverträglicher Produkte und Stoffe gerade in denjenigen Bereichen und Branchen zu setzen, in denen die einzelnen Hersteller hierzu aus eigener Kraft und aus eigenem Handeln erkennbar nicht in der Lage sind. Einer Politik, die den sich vollziehenden Mentalitätswandel unterstützen möchte, steht eine breite Palette von „präventiven" Instrumenten im Vorfeld der Abfallentstehung zur Verfügung (Abschn. 4.6.5). Sie können — abhängig von der erforderlichen Dringlichkeit und Intensität des Eingriffs — differenziert und abgestuft mit der Zielrichtung eingesetzt werden, daß die Produzenten solche Produkte und Stoffe entwickeln und anbieten, die den Verbrauchern ein auf Vermeidung und Verwertung gerichtetes Kaufverhalten ermöglichen.

1998. Auf seiten der Unternehmen ist eine Änderung von Verhaltensweisen hinsichtlich der Entwicklung verwertungs- bzw. beseitigungsfreundlicher Produkte sowie bei der Vermeidung und Verwertung von Reststoffen und Abfällen erforderlich. Diese ist freilich nur zu erwarten, wenn sie dem einzelnen Unternehmen Vorteile bringt oder der Staat entsprechende Rahmenbedingungen setzt, damit Entscheidungen über umweltverträgliche Produkte und Herstellungsverfahren entweder für alle konkurrierenden

Unternehmen gleichermaßen zur Pflicht gemacht oder im Einzelfall besonders belohnt werden. Es wäre falsch und widerspräche historischen Erfahrungen ebenso wie den Spielregeln der Marktwirtschaft, bei Unternehmen allein auf einen spontanen und eigendynamischen Prozeß des Wandels von Einstellungen und Verhaltensweisen zu setzen. Ihre Entscheidungen sind primär orientiert an Kosten und Erlösen. Daher ist die Überwälzung der mit den Abfalleigenschaften ihrer Produkte verbundenen Kosten an die Verbraucher oder die Gesellschaft bzw. die öffentliche Hand eine aus der Logik marktwirtschaftlichen Handelns folgende Versuchung für das einzelne Unternehmen, die nur durch staatliche Regelungen ausgeschlossen werden kann. Allerdings vermögen sich die Unternehmen nicht von einem Wandel der Einstellungen in der Gesellschaft abzukoppeln. Gewandelte Einstellungen zu Umweltproblemen und insbesondere zur Abfallwirtschaft fördern die Akzeptanz staatlicher Regelungen in diesem Bereich und können in langfristiger Sicht eigene Beiträge zur Vermeidung und Verwertung bei Produkten und Produktionsverfahren auch dort leisten, wo die staatlichen Regelungen wenig wirksam sind.

1999. Der Einsatz von Instrumenten zur Vermeidung und Verwertung in Unternehmen ist den unterschiedlichen Teilproblemen entsprechend zu differenzieren. Vordringlich sind die als besonders gesundheits- und umweltgefährlich erkannten Stoffe oder Stoffverbindungen aus allen Gewinnungs-, Herstellungs- und Verwendungsprozessen auszuschließen oder zumindest unter strenge Kontrollen und Genehmigungsvorbehalte zu stellen, selbst wenn keine Substitution möglich ist. Hierfür sind zunächst die Regelungen des Chemikalienrechts zuständig; allerdings müssen die abfallseitigen Wirkungen der Stoffe in der Stoffprüfung stärkeres Gewicht erhalten, was freilich eine vorherige Änderung der maßgeblichen EG-Regelungen voraussetzt.

Für eine erfolgreiche Umsetzung der Ziele von Vermeidung und Verwertung für die Bereiche Produkte und Produktionsverfahren kommt im Hinblick auf die relativ begrenzte Wirksamkeit ordnungsrechtlicher Instrumente (insbesondere § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG und § 14 AbfG) den ökonomischen Anreizinstrumenten in Gestalt von Preisen, Abgaben und Rücknahmepflichten sowie den sogenannten präventiven Instrumenten zukünftig eine erhöhte Bedeutung zu.

2000. Bei den ökonomischen Anreizinstrumenten sollten mengenbezogene Entsorgungsabgaben, die viele Wirtschaftsbereiche betreffen, als Anreize zur Vermeidung und Verwertung im Vordergrund stehen, um die Abfallmengen zu verkleinern. Bei vorerst unverzichtbaren Produkten mit gefährlichen Stoffen sind — als Anregung zur Substitution — schadstoffbezogene, punktuelle Abgaben erforderlich, die auch für unerwünschte, aber nicht besonders gefährliche Stoffe bzw. Produkte zweckmäßig sind. Die Substituierbarkeit der Stoffe muß auch unter dem Gesichtspunkt der Umweltverträglichkeit der Alternativen sorgfältig geprüft werden. Zu nennen sind insbesondere rückzahlbare Abgaben in Form eines Pfandes auf Verpackungen, schadstoffhaltige Batterien, cadmiumhaltige Produkte und auf FCKW-haltige Produkte für derzeit nicht verzichtbare Anwendungen. Sinnvoll erscheint dem Rat, auch unter dem Aspekt ihrer Signalfunktion, die Einführung von im Kaufpreis enthaltenen Entsorgungsabgaben auf spezifische Produkte, z. B. Kühlschränke (FCKW). Auch müßte das Instrument der Rücknahmeverpflichtung für Produkte weiter ausgebaut werden. Sein ökonomischer Sinn liegt darin, daß es den Produzenten veranlaßt, die weitgehende Verwertbarkeit und umweltverträgliche Beseitigung bei der Entwicklung von Produkten zu bedenken und eine effiziente Verwertung zu organisieren. Rücknahmepflichten haben allerdings nur einen begrenzten Anwendungsbereich. Das hochdifferenzierte Versorgungssystem kann nicht in allen Verästelungen zugleich als flächendeckendes Entsorgungssystem dienen. Die Rücknahmepflicht sollte daher vorzugsweise solche Produkte erfassen, bei denen durch Entsorgung in Verantwortung des Herstellers besonders hohe Umweltentlastungen erreicht und zugleich maßgebliche Einwirkungen auf umweltverträgliche Produktinnovationen erwartet werden können.

2001. Das Instrumentarium präventiver Strategien im Vorfeld der Abfallentstehung ist gegenwärtig weder unter dem Mengen- noch unter dem Schadstoffaspekt ausreichend entwickelt. Das Angebot in diese Richtung zielender und wirkender Instrumente ist jedoch reichhaltiger, als zunächst zu vermuten ist. Bei der instrumentellen Umsetzung einer präventiven Politik muß es zum einen darum gehen, einzelne konkrete stoff- oder produktspezifische Entwicklungen zu erkennen und zu beeinflussen, z. B. durch die Einführung von Prioritätenlisten, Produktlinienanalysen, Zulassungs- und Anmeldeverfahren auch im Hinblick auf abfallrelevante Produkteigenschaften, Pflichten zur Dokumentation von Stoffflüssen, zeitliche Befristung der Genehmigung zur betriebsinternen Beseitigung von Sonderabfällen sowie durch Umweltbilanzen. Andererseits geht es um die Breite der abfallwirtschaftlichen Effekte, insbesondere um Mengenreduzierungen unter dem Blickwinkel knapper Beseitigungskapazitäten. Breitenwirkung ergibt sich auch aus der allgemeinen Förderung des verwertungsgerechten Konstruierens und Produzierens.

Anlagenspezifische Eingriffe zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen sind problematischer als Maßnahmen zur Vermeidung von Emissionen in Luft und Wasser. Solche Eingriffe sind vertretbar, wenn erhebliche Umweltbelastungen vorliegen und bereits erprobte Verfahren mit vertretbarem Aufwand angewendet werden können, die die Umwelt deutlich entlasten. Im übrigen wird man einzelnen Anlagen auch dort Vermeidung und Verwertung auferlegen können, wo dies ohne größeren Aufwand ohne weiteres möglich ist.

2002. Um die Vermeidungs- und Verwertungsquoten im Bereich der Produktions- und Produktabfälle noch zu steigern, sind weitere Voraussetzungen zu schaffen.

Die Stoffvermischung und -verunreinigung ist ein wesentliches Hindernis für die Verwertung, da sich sortenreine Stoffe ökologisch und ökonomisch besser zur Verwertung eignen. Eine erste große Vermischung von Stoffen erfolgt bei der Herstellung von Produkten. Da sehr viele Produkte aus mehreren Grundstoffen

bestehen, müssen alle Möglichkeiten zur späteren Entmischung bzw. leichteren Stofftrennung — einschließlich der Kennzeichnung der Stoffe — berücksichtigt werden (Kap. 4.4). Die neueste technische Entwicklung mit Verbundwerkstoffen und -produkten sowie mit einer „Miniaturisierung" ist dieser Forderung bisher zuwidergelaufen. Dem muß mit dem präventiven Instrumentarium entgegengewirkt werden.

Die zweite und schwerer wiegende Stoffvermischung geschieht beim Sich-Entledigen der zu Abfall gewordenen, nicht mehr als brauchbar angesehenen Produktionsrückstände beim Erzeuger bzw. Produkte oder Güter beim Verbraucher, wenn alle anfallenden Stoffe bzw. Produkte in Abfallbehältern oder auf Abfallsammelplätzen zusammengeworfen werden. Dieser Vermischung muß durch getrennte Sammlung entgegengewirkt werden (Kap. 5.1), die im Bereich der Produktionsabfälle bereits eine längere Tradition und gute Erfolge bei der Verwertung aufzuweisen hat. Für Sonderabfälle erscheint bundesweit über alle Branchen gemittelt eine Verwertung von über 40% der 1989 noch beseitigten Abfälle als möglich und realisierbar. Durch die Erweiterung der Liste über Sonderabfälle (Tz. 581) ist noch nicht abzusehen, welche Verwertungsquote sich in Zukunft global für die Bundesrepublik erreichen läßt; hierzu sind branchenbezogen verbindliche Absprachen mit Zielvorgaben zu treffen. Diese müssen den unterschiedlichen Verwertungsmöglichkeiten in den einzelnen Branchen Rechnung tragen, die von geringer bis zu annähernd vollständiger Verwertung reichen können.

Im Bereich des Hausmülls kann eine hohe Vermeidungs- bzw. Verwertungsquote nur erreicht werden, wenn die Verfahren getrennter Sammlung und Entmischung weiter optimiert und intensiviert werden. Dazu sind die kommunalen Satzungen mit an der Restmüllmenge orientierten Gebühren, sonstige Anreize und flächendeckende und gründliche, zielgruppenspezifische Aufklärungs- und Überzeugungsarbeit, aber auch Überwachung einzusetzen. Die angestrebte Reinheit des Verwertungsproduktes bedarf allerdings nicht immer der vollständigen Entmischung der Eingangssubstanzen, sondern unter Umständen nur der Schadstofffreiheit, wie etwa bei Kompost, Aufschüttungsmaterial für Straßen oder Lärmschutzwälle usw. Die Art der Abfallsammlung ist darauf abzustellen.

2003. Die Verwertungsbetriebe müssen wirtschaftlich arbeiten, um existenzfähig zu sein. Dies setzt einen Abnehmerkreis für die Verwertungsprodukte voraus, der auf gleichbleibende Qualität und sichere Anlieferung Wert legt. Die Verwertungsbetriebe selbst sind abhängig von einem regelmäßigen Angebot verarbeitbarer Abfälle als „Sekundärrohstoffe". Es muß freilich damit gerechnet werden, daß die Menge der verwerteten Abfälle keine feststehende Größe darstellt. Wegen des wechselnden Konsum und Verbraucherverhaltens wird die Nachfrage nach Produkten und Gütern, bei deren Herstellung Sekundärrohstoffe eingesetzt werden, nicht konstant sein. Dies stellt zwar keine Besonderheit des Marktes für Verwertungsprodukte dar, trifft die in diesem Markt agierenden Betriebe jedoch stärker als Betriebe, die mit Primärrohstoffen arbeiten. Die Nachfrage wird außerdem beeinflußt oder gar bestimmt vom Mengen- und Preisangebot der Primär- und Sekundärrohstoffe, das wegen Wechselbeziehungen zwischen einheimischen, EG- und internationalen Rohstoffmärkten und wegen Wechselkursänderungen schwerer kalkulierbar ist. Eine Sekundärrohstoffwirtschaft wird sich auf diese Gegebenheiten einzustellen haben, wobei insbesondere Normung, Lieferspezifikation, Marketing und das Beschaffungswesen der öffentlichen Hand gewisse Hilfestellung geben können und müssen. Finanzielle Hilfestellungen sind nur begrenzt möglich. Sie kommen vor allem als Anschubfinanzierung in Betracht. Eine dauernde Subventionierung der Sekundärrohstoffwirtschaft steht im Widerspruch zum europäischen Gemeinschaftsrecht und könnte allenfalls für Teilgebiete durch Rechtsakte der Gemeinschaft verwirklicht werden.

2004. Verwertungsprodukte sollten nicht absichtlich unscheinbar aufgemacht werden, um einem vermeintlichen Wunsch der Abnehmer entgegenzukommen. Sie werden ihren Markt auf Dauer am besten erhalten und ausbauen, wenn sie die Qualitätsanforderungen an die Konkurrenzprodukte so weit wie möglich ebenfalls erfüllen und zu deren Preis konkurrieren können. Umweltorientierte Beschaffung, insbesondere auch im öffentlichen Sektor, sollte daher in diesem Sinne hochwertige Verwertungsprodukte — bei voller Einhaltung der umweltpolitischen Ziele — unterstützen und so eine auf Dauer am Markt leistungsfähige Verwertungswirtschaft stärken.

7.3 Abfallbeseitigung

7.3.1 Zur Notwendigkeit der Abfallbeseitigung

2005. Der Rat ist der Auffassung — und hat diese im vorliegenden Gutachten ausführlich begründet —, daß sich die Abfallproblematik sich in den kommenden Jahren noch verschärfen wird. Dies gilt auch dann, wenn der Abfallstrom nicht weiter zunimmt, wenn Vermeidungs- und Verwertungsanstrengungen zu greifen beginnen, wenn der Konsum kurzlebiger Güter abnimmt und wenn mehr Verzicht oder Substitution erfolgt als bisher. Weitere notwendige Umweltschutzmaßnahmen in den Sektoren Luft, Wasser und Boden werden zu einer Zunahme von Abfällen führen, die als Filterstäube, Verbrennungsrückstände, Klärschlämme oder Rückstände der Altlastensanierung häufig Sonderabfälle darstellen und kaum oder gar nicht verwertbar sind. Die Stadt- und Dorfsanierung sowie die Verstärkung des Wohnungsbaues,

ebenfalls wichtige gesellschaftliche Anliegen und von großer Dringlichkeit, werden auch die Mengen der Bauabfälle erheblich vergrößern, die zwar verwertet werden sollten, aber nur verwertet werden können, wenn sie schadstofffrei oder ausreichend sortiert sind. Erhebliche Bauschuttmengen werden abgelagert werden müssen, man denke an Verunreinigungen mit Asbest oder PVC. Auch im Produktions- und Konsumbereich selbst wird die Menge bestimmter Abfälle ansteigen und damit vermehrte Beseitigungsprobleme bedingen.

Aus dieser Situation zieht der Rat den Schluß, daß die technische Weiterentwicklung und Verbesserung der Abfallbehandlung weder kurz- noch mittelfristig vernachlässigt werden darf, unbeschadet des Vorranges für Abfallvermeidung und -verwertung, den der Rat unterstützt. Die Abfallbeseitigung, die Optimisten bereits auf dem Abstellgleis angelangt sahen, wird auch in Zukunft eine sehr wichtige Rolle bei der Lösung der Abfallprobleme spielen und muß mit allen Mitteln der modernen Technik verbessert werden. Dafür sind spezielle Abfallbehandlungsanlagen unverzichtbar.

2006. Die Behandlung von Abfällen mit dem Ziel der umweltverträglichen Beseitigung umfaßt eine Anzahl von Verfahrensschritten in speziellen Anlagen, wie in Kapitel 5 ausführlich dargestellt. Der letzte Schritt ist stets die umweltverträgliche Deponierung an geeigneten und dafür besonders hergerichteten Plätzen der festen Erdkruste (Lithosphäre). Zur oberirdischen Deponierung dürfen nur Stoffe kommen, die so weit wie möglich der Erdkruste ähnlich sein müssen, um Umweltgefährdungen weitgehend auszuschließen (Tz. 2017). Dieses Ziel kann ohne vorgeschaltete Abfallbehandlung, bei der die in den Abfällen enthaltenen Schadstoffe zerstört oder immobilisiert werden, gegebenenfalls auch das Abfallvolumen vermindert wird, nicht erreicht werden. Eine Abfallbehandlungsanlage ist daher als eine Art Fabrik anzusehen, die einerseits verwertbare Stoffe und andererseits ein Produkt hoher und gleichmäßiger Qualität, nämlich umweltverträglich deponierbaren Abfall erzeugen muß und dabei auch als Fabrik allen Umweltanforderungen genügen muß, die heute an eine Anlage der Industrie gestellt werden — einschließlich des produktionsintegrierten Umweltschutzes (Abschn. 4.4.3).

2007. Insgesamt befürwortet der Rat eine Abfallbehandlungsstrategie, die jede Einseitigkeit vermeidet. Sie muß den regionalen Gegebenheiten des Abfallaufkommens angepaßt sein. Zur Vermeidung unnötiger Transportgefahren ist Bahntransport dem Straßentransport vorzuziehen und größtmögliche Sicherheit der Transportbehälter und -fahrzeuge wie auch des Transportes selbst zu gewährleisten. Grundsätzlich sollten nur solche Abfälle, die eine hoch spezialisierte oder besonders kostspielige Behandlung erfordern, über größere Strecken transportiert werden.

7.3.2 Anforderungen an die Planung

2008. Der künftige Bedarf an Beseitigungskapazitäten, der gegenwärtig zum Teil besorgniserregende Engpaß auf diesem Gebiet und die Gefahr einer Verschärfung dieser Situation in der Zukunft machen es erforderlich, Abfallbeseitigungsplanung und Zulassungsverfahren auf eine neue Grundlage zu stellen. Hierzu nötigen auch die in der TA Abfall enthaltenen Grundsätze, wonach in solchen Anlagen beseitigt werden soll, die für die betreffende Abfallart am ehesten eine umweltverträgliche Beseitigung gewährleisten. Hierdurch wird die bisher in den meisten Bundesländern bestehende Freiheit in der Wahl der Beseitigungsanlage weitgehend eingeschränkt. Die Abfallbeseitigungsplanung wird sich darauf einstellen müssen. Auch muß eine stärkere Verzahnung mit der allgemeinen räumlichen Planung erfolgen. Abfallbeseitigungspläne sollen künftig bestimmen, welche Anlagen in einer Region zu errichten und zu betreiben sind, wobei die eigentliche Standortfestlegung dem nachfolgenden Zulassungsverfahren vorbehalten bleiben soll. Die Abfallbeseitigungsplanung soll verstärkt zur Kapazitätsplanung genutzt werden. Zugleich sollten Anreize für eine betriebliche Eigenentsorgung geschaffen werden. Für Bauschutt und Bodenaushub sollten gesonderte Abfallbeseitigungspläne unter Betonung der Priorität der Verwertung aufgestellt werden (Abschn. 2.3.2.4).

2009. Um in überschaubarer Zeit zu den benötigten zusätzlichen umweltverträglichen Anlagen zu gelangen, reichen organisatorische Maßnahmen allein nicht aus. Der Rat empfiehlt, für Anlagen zur Behandlung und Ablagerung von Abfällen zusätzlich die immissionsschutz- und abfallrechtlichen Zulassungsvorschriften zu reformieren und neu miteinander zu verzahnen (Abschn. 2.3.3.3). Eine derartige Verzahnung wird im übrigen auch durch die Notwendigkeit, bei der Zulassung solcher Anlagen künftig eine Umweltverträglichkeitsprüfung durchzuführen, gefördert.

2010. Die Abfallbeseitigung ist, wie vorher dargelegt, grundsätzlich immer im Zusammenhang mit der erwünschten Vermeidung und Verwertung zu planen und zu gestalten; sie ist kein Selbstzweck. Sie erfordert eine Abfallbehandlung mit dem Ziel der sicheren Beseitigung und kann mehrere Behandlungsschritte mit verschiedenen Techniken umfassen. Hierzu gehören physikalische, chemische (Kap. 5.3) und biologische Behandlungen (Kap. 5.2) sowie die Abfallverbrennung (Kap. 5.4). Die einzelnen Behandlungsschritte müssen in die Abfallbeseitigungsplanung einbezogen werden.

Die regionale Abfallbeseitigungsplanung sollte verschiedene Methoden und Anlagen so kombinieren, daß für die Umweltbelastungen sowie für den Energie-, Material- und Arbeitsaufwand bei jedem Behandlungsschritt und in der Summe der Schritte das nach dem Stand der Technik niedrigste Niveau eingehalten wird. Zu den Behandlungsanlagen können als Übergangslösung in besonderen Fällen auch gesteuerte Bioreaktordeponien zählen.

7.3.3 Anforderungen an die thermischen Behandlungsanlagen

2011. Ein entscheidender Behandlungsschritt ist die Verbrennung oder anderweitige thermische Behandlung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen und vor allem von Sonderabfällen, der sich die Nachbehandlung der dabei anfallenden nicht endlage-

rungsfähigen Rückstände, z. B. Filterstäube, Schlakken und andere nicht umweltverträgliche feste Reaktionsprodukte, anschließen muß.

Das praktisch bedeutendste Verfahren der thermischen Abfallbehandlung ist die Abfallverbrennung. Außer der Zerstörung und der teilweisen Immobilisierung der im Abfall enthaltenen Schadstoffe und der Überführung des Abfalls in einen weitgehend inerten Zustand wird die Abfallmenge stark vermindert; ferner können gegebenenfalls Wärme und elektrische Energie erzeugt werden, wenngleich dies mit Realisierung der vom Rat vorgeschlagenen Abfallwirtschaftsstrategie kaum noch möglich sein wird. Darum ist auch in Zukunft die Bezeichnung thermische Verwertung für die Abfallverbrennung nicht mehr angebracht. Selbstverständlich ist für moderne Abfallverbrennungsanlagen eine möglichst weitgehende Reinigung der Rauchgase vor Austritt in die Atmosphäre zu fordern. Der Entwurf der Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe (17. BImSchV) setzt hier neue Maßstäbe, die sich mit Hilfe moderner Gasreinigungstechniken, wenn auch mit erheblichem technischem Aufwand, einhalten lassen. Der Rat unterstützt den Vorschlag der Bundesregierung hinsichtlich einer Verschärfung der Grenzwerte im Entwurf der 17. BImSchV gegenüber den Werten der TA Luft 1986. Dies gilt auch für den Grenzwert von 0,1 ng/m^3 Reingas für die Summe (TCDD-Äquivalente) an Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen. Altanlagen sollten nach einem strengen Zeitplan nachgerüstet werden.

2012. Durch die unterschiedliche Zusammensetzung des Abfalls werden bei der Verbrennung verschiedenartige, unter anderem auch organische Schadstoffe erzeugt, deren Art und Zusammensetzung sowie Umweltwirkung nicht immer eindeutig bekannt sind. Bei der Abgasreinigung fallen weiterhin Rückstände an, die für die Umwelt als problematisch anzusehen sind. Der Rat stellt daher die folgenden Forderungen an eine moderne Abfallverbrennungsanlage:

- weitgehende Aussortierung von Stoffen aus dem Verbrennungsgut, die nicht umweltverträglich verbrannt werden können
- ausreichende Verweilzeiten der Stoffe im Verbrennungsraum auch bei Hochtemperaturverbrennung
- Überwachung der Verbrennungsanlagen dahin gehend, daß nur dann Abfall verbrannt wird, wenn die Gasreinigung ordnungsgemäß funktioniert; Überwachung der Rauchgasemissionen
- Ermittlung der Abfallzusammensetzung bei Sonderabfällen durch Analysen vor der Verbrennung mit dem Ziel, die mögliche Bildung besonderer organischer Stoffe zu erkennen, um deren Emissionen zu beherrschen
- verstärkte Anstrengungen bei der Nachbehandlung der Rückstände mit dem Ziel der Produktion verwertbarer bzw. endlagerfähiger Stoffe.

2013. Es sind alle Möglichkeiten zur geeigneten Abfallbehandlung zwecks Zerstörung und teilweiser Immobilisierung der im Abfall enthaltenen Schadstoffe zu nutzen. Daher hält es der Rat für dringend notwendig, daß in Zukunft vor allem spezielle Abfälle, wie Klärschlamm, soweit seine Verwertung nicht möglich ist, und bestimmte Sonderabfälle, zusammen mit Brennstoffen in sogenannten Mischfeuerungen (Kohlefeuerungen mit Trockenentaschung, Schmelzkammerfeuerungen, Schmelzanlagen) eingesetzt werden. Besonders Schmelzkammerfeuerungen, die ohnehin mit hohen Verbrennungstemperaturen gefahren werden, eignen sich zur Behandlung toxischer Problemabfälle. Anlagen mit hoher Feuerungswärmeleistung verfügen heute über hocheffektive Gasreinigungsanlagen, die eine merkliche Immissionszusatzbelastung bei Zugabe begrenzter Abfallmengen zum Brennstoff weitgehend ausschließen. Da für die Zufeuerung zumeist nur spezielle Problemabfälle in Frage kommen, sieht der Rat in dieser Vorgehensweise nicht die Gefahr, das Vermeidungs- und Verwertungsgebot des Abfallgesetzes zu unterlaufen.

Der Rat erachtet es jedoch für notwendig, daß bei Einsatz von Abfällen in Mischfeuerungen die gleichen Emissionsgrenzwerte gelten wie in reinen Abfallverbrennungsanlagen. Bei der Zufeuerung von Abfällen ergibt sich eine Verdünnung abfallspezifischer Emissionen. Dieser Verdünnungseffekt darf jedoch in der Emissionsbegrenzung nicht zugunsten des Betreibers berücksichtigt werden.

2014. Die Betonung der Unverzichtbarkeit der Abfallverbrennung ist kein Freibrief für eine ungehemmte Ausweitung dieser und auch anderer technischer Abfallbehandlungskapazitäten. Sie müssen die vorrangig zu betreibende Abfallvermeidung und -verwertung begleiten und ergänzen und sind als solche zu werten und in die Abfallpolitik einzuordnen. Die hohen und in Zukunft noch steigenden Kosten der Errichtung und des Betriebes werden andererseits als Anreize zu verstärkter Vermeidung und Verwertung wirken; diese Anreize sind gegebenenfalls durch entsprechende Gebührengestaltung zu verstärken. Bereits erzielte Vermeidungs- und Verwertungspotentiale dürfen nicht wieder aufgegeben werden; dies kann durch rechtlich verbindliche Abfallbeseitigungspläne erreicht werden (Abschn. 2.3.2.4 und 7.3.2). Die Befürchtung, daß eine hochentwickelte Abfallverbrennung der Vermeidung und Verwertung entgegenwirkt, wird durch bisherige Erfahrungen nicht gestützt. So sind im Müllheizkraftwerk Nürnberg 1979 noch über 80 % der Abfälle verbrannt worden; 1986 war dieser Prozentsatz durch inzwischen angelaufene Maßnahmen der Altstofferfassung und -verwertung auf 65 % gesunken (KNORR, 1989).

Die Abfallverbrennung bietet die große, unverzichtbare Chance der Zerstörung von organischen Schadstoffen — vorausgesetzt, daß eine wirksame Kontrolle aller Emissionen sowohl bei als auch nach der Verbrennung erfolgt.

7.3.4 Anforderungen an die Deponierung

2015. Die Deponierung sollte nach Auffassung des Rates das letzte Stadium im Umgang mit Siedlungs- und Sonderabfällen darstellen. Eine Deponie als Endlager für die abgelagerten Abfälle muß auf Dauer angelegt sein. Zur Minimierung der von Deponien aus-

gehenden Emissionen wird das Multibarrierenkonzept mit den Barrieren Deponiestandort, Deponiekörper, Basisabdichtungssystem, Oberflächenabdichtungssystem verfolgt; dazu gehören Nachsorge sowie Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Dichtungssysteme. Die wesentliche Barriere stellt der Deponiekörper selbst dar; dies setzt die weitestgehende Inertisierung der einzulagernden Abfälle durch vorgeschaltete Abfallbehandlung voraus. Bis ausreichende Behandlungskapazitäten geschaffen sind, wird für die Ablagerung von Restmüll aus Siedlungsabfällen der Betrieb von gesteuerten Bioreaktordeponien als vertretbare Übergangslösung angesehen.

2016. Bodenaushub, Straßenaufbruch und unbelasteter Bauschutt sollten grundsätzlich nicht mehr deponiert werden. Diese Stoffe sind direkt oder nach Aufbereitung wieder zu verwenden. Nur wenn auch nach Zwischenlagerung keine Verwendung für diese Stoffe gefunden wird, dürfen diese auf Mineralstoffdeponien abgelagert werden. Aus Vorsorgegründen sollte auch für Mineralstoffdeponien für Bauschutt und Straßenaufbruch eine Basisabdichtung mit einer Behandlungsanlage für das anfallende Sickerwasser gefordert werden (Tz. 1450).

2017. Für die oberirdische Ablagerung von Sonderabfällen ist die Verringerung des Sickerwasseranfalls ein vorrangiges Ziel, das durch eine temporäre Überdachung des Einbaubereiches sowie durch eine obere Abdichtung erreicht werden kann. Die Deponierung von Sonderabfällen in Behälterdeponien oder Bauwerksdeponien mit begehbarer Sohle stellt nach Ansicht des Rates keine sinnvolle Alternative dar.

Die zur Deponie gelangenden Abfallmengen sollen so gering und so ungefährlich wie möglich, d. h. endlagerfähig sein. Nach schweizerischen Vorstellungen werden deponiefähige Abfälle, die dieser Forderung entsprechen, als „erdkrusten-" oder „erzähnlich" bezeichnet — ein hoher, wohl nur als Annäherung erreichbarer Anspruch, der wirksame Abfallbehandlungsmethoden erzwingt.

2018. Solche Abfälle, die auch durch Behandlung für eine oberirdische Ablagerung nicht ausreichend inertisiert werden können, müssen untertage abgelagert werden. Die Untertagedeponie muß gewährleisten, daß aus dem dort abgelagerten Abfall keine Stoffe in schädlichen Konzentrationen zurück in die Biosphäre gelangen. Die Eignung eines Standortes für die langfristig sichere Ablagerung von Abfällen ist in jedem einzelnen Fall zu prüfen und nachzuweisen.

2019. Die Deponierung ist, um es noch einmal zu betonen, der letzte und endgültige Schritt im Umgang mit Abfällen. Aus heutiger Sicht gibt es dazu auch keine Alternative. Es muß daher ohne jede Ausrede oder Beschönigung festgestellt werden, daß wir unseren Nachfahren — und diese wieder ihren Nachfahren — eine sukzessive mit Abfalldeponien angereicherte Lithosphäre hinterlassen werden. Dies ist eine unumstößliche Tatsache, an der nichts Grundsätzliches geändert werden kann. Jedoch können wir die Anzahl, die Inhalte und die Gefahrenpotentiale dieser Deponien so beeinflussen, daß die in ihnen ruhende oder von ihnen möglicherweise ausgehende Umweltbelastung gering gehalten wird. Ein aus heutiger Sicht und heutigen Befürchtungen unterlassener Behandlungsschritt, wie z. B. der Verzicht auf die Mineralisierung durch Abfallverbrennung, würde diesem auf die Zukunft gerichteten Ziel entgegenwirken.

7.3.5 Zur Akzeptanz der Behandlung und Ablagerung von Abfällen

2020. Die Notwendigkeit von Anlagen zur Behandlung und Ablagerung von Abfällen anzuerkennen, fällt einem großen Teil der Bevölkerung schwer und stößt daher auf weitverbreitete Ablehnung. Diese gründet sich einerseits auf — nicht unberechtigte — schlechte Erfahrungen mit vorhandenen älteren Anlagen, die zu Umweltbeeinträchtigungen und zu erhöhten Belastungen von Nahrungs- und Futtermitteln geführt haben, und auf langjährige, vermeintliche und tatsächliche Sorglosigkeiten im Umgang mit Abfällen. Andererseits sind viele Menschen gegen Umweltgefahren hoch sensibilisiert und von Ängsten erfüllt, die in der Abfallbehandlung, insbesondere Abfallverbrennung, wirksame Ansatzpunkte finden. Die Erreichbarkeit des Minimierungszieles für Umweltgefährdungen, die dafür erlassenen Gebote und bereits erzielten Erfolge werden von vielen als unzureichend oder unwesentlich angesehen.

2021. Die sachlich gerechtfertigte Feststellung, daß den meisten Abfällen einer technisch-industriellen Zivilisation — wie auch immer sie behandelt werden, wo auch immer sie verbleiben — ein nicht bestimmbares Risiko zukommt, genügt häufig, um jede Art von Behandlung und Beseitigung von Abfällen zu behindern oder zu verhindern. Dennoch kann das Verständnis für die Notwendigkeit der Behandlung und Ablagerung von Abfällen nur mit umfassenden, ehrlichen, illusionslosen Informationen über die Risiken erzielt werden, die auf die Dauer auch falsche populistische Versprechungen entlarven werden.

Dies ist eine schwierige Aufgabe nicht nur aus psychologischer Sicht, sondern auch aus naturwissenschaftlichen Gründen. Denn heute als ungefährlich angesehene Stoffe, Stoffmischungen oder Produkte können sich in der Zukunft als gefährlich erweisen (Beispiel: die in der Biosphäre reaktionsträgen, unbrennbaren Fluorchlorkohlenwasserstoffe), so daß im Grunde sehr vielen Stoffen, wenn nicht sogar jedem Stoff, ein ungewisses, zukünftiges Gefährdungspotential innewohnt (SRU, 1987, Tz. 1655 ff.). Dieses Gefährdungspotential kann sich letztlich im Abfall niederschlagen.

2022. Eine vernünftige, umweltverträgliche Behandlung und Ablagerung der Abfälle muß daher auch darauf gerichtet sein, die notwendige Akzeptanz dafür zu erreichen. Diese muß von der Einsicht ausgehen, daß der Stand der Zivilisation und die Wirtschaftsweise der Menschen eine vollständige Vermeidung und Verwertung von Abfällen ausschließt (Abschn. 2.1.1.3 und 2.1.2) und daß der menschliche Umgang mit Stoffen schon seit Jahrhunderten nicht mehr rückgängig zu machende Stoffveränderungen und -vermischungen bewirkt hat. Hinzu kommt, daß die Erkenntnis der Abfallprobleme und ihrer Schwere einerseits weit hinter dem sie bedingenden Fortschritt des Wohlstandes und der technisch-industriellen Prozesse zurückgeblieben ist und diesen nicht in der

wünschbaren Schnelligkeit und Wirksamkeit korrigieren kann. Im Produktionsbereich entstanden immer neue, in der Natur nicht vorkommende Stoffe, deren Beseitigung erst in Angriff genommen wurde, als Umweltschäden diese erzwangen. Andererseits sind die Probleme, historisch bedingt, nicht ganzheitlich angegangen worden, so daß sich die Behandlung von Abgasen, Abwasser und Abfällen getrennt entwickelte, obwohl es sich in allen Fällen um „Abprodukte" handelt.

2023. Für die Akzeptanz der Behandlung und Ablagerung der Abfälle muß ferner berücksichtigt werden, daß die Ergebnisse bisheriger Abfallpolitik nicht einfach gegenstandslos gemacht werden können. Bereits im Abfallbeseitigungsgesetz von 1972 wurde eine überörtliche Beseitigung von Abfällen festgelegt. Zahlreiche kleine, unkontrollierte Deponien wurden damals geschlossen; dies bedeutet eine begrenzte Zahl größerer Abfallbehandlungs- bzw. Beseitigungsanlagen einschließlich Deponien.

2024. In der Bevölkerung besteht heute eine verbreitete Abneigung gegen „Großprojekte". Hierzu haben einerseits allgemeine umweltpolitische Vorstellungen wie E. F. Schumachers „Small is beautiful" beigetragen. Andererseits werden mit „Großprojekten" oft ganz pauschal große Emissionen und damit Umweltgefahren assoziiert, die in der umweltsensibilisierten, ängstlich gewordenen Bevölkerung größere Befürchtungen hervorrufen als die möglicherweise größeren Emissionen einer Vielzahl kleinerer Anlagen. Dabei wird auf tatsächliche derartige Emissionen und Störfälle existierender Großanlagen verwiesen und bewußt oder unbewußt übersehen, daß diese oft noch nicht nachgerüstet sind und noch nicht dem heutigen Stand der Emissionsminderungstechnik entsprechen. Das Werben um Akzeptanz für neue Anlagen steht vor dem Dilemma, daß sich die Bürger für die Beurteilung nur an bestehenden derartigen Anlagen orientieren können.

Große überörtliche oder größeren Städten zugeordnete Anlagen zur Behandlung und Ablagerung von Abfällen rufen besonders intensive Widerstände hervor. Sie sind neben der erwähnten Angst und Ablehnung gegenüber Emissionen, Lärm, Unsauberkeit und Verunstaltung auf den allgemeinen Widerwillen gegen Abfälle und insbesondere auf die verbreitete Auffassung zurückzuführen, daß konsequente Vermeidung und Verwertung eine Behandlung und Ablagerung von Abfällen im Grunde überflüssig machen könnten.

Der Rat warnt eindringlich vor einer solchen Auffassung, die eine Illusion darstellt. Jedes Abfallwirtschaftskonzept benötigt Anlagen zur Behandlung und Ablagerung von Abfällen. Selbst Abfallwirtschaftskonzepte mit hohen vorgegebenen Vermeidungs- und Verwertungszielen, die damit eine konsequente Schadstoff- und Abfallverringerung einplanen, gehen davon aus, daß erhebliche Restmengen an Abfällen und Rückständen bleiben. Sie müssen in Anlagen unterschiedlicher Art sicher beseitigt werden; diese müssen auch hinsichtlich des Abfallaufkommens flexibel sein.

2025. Bisher wird das Mißtrauen gegen Anlagen zur Behandlung und Ablagerung von Abfällen, insbesondere Verbrennungsanlagen, wesentlich dadurch genährt, daß man ihre Emissionen genau messen kann und auch den kleinsten Eintrag von Schadstoffen in die Umwelt nicht hinnehmen will. Dagegen ist man gegenüber der Abfalldeponierung auch deswegen vergleichsweise toleranter, weil man die längerfristigen Vorgänge einer Deponie und ihre Emissionen nicht überblickt und nur schwer abschätzen und messen kann. Allerdings können Deponien bei der Festlegung eines Standorts ähnliche Akzeptanzprobleme aufwerfen wie Abfallverbrennungsanlagen.

2026. Bei der Öffentlichkeitsbeteiligung über Abfallbehandlungsanlagen, z. B. in Verfahren nach dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung, müssen auch folgende Argumente klar herausgestellt werden:

- Entscheidungen gegen einen Standort einer Anlage in der Nähe der Abfallentstehung bedeuten zugleich umfangreiche Abfalltransporte.
- Entscheidungen gegen größere Abfalltransporte oder -exporte bedeuten Abfallbehandlung oder Deponierung am Ort selbst.
- Abfallmengen aus Großstädten, die ihrerseits „Großanlagen" darstellen, können auch nur in großen Anlagen, die am Stadtrand oder im nahen Stadtumland liegen müssen, und nicht in zahllosen kleinen Anlagen umweltverträglich behandelt oder deponiert werden.

Zu den Voraussetzungen für eine Akzeptanz gehören länderspezifische, ökologisch orientierte Abfallwirtschaftskonzepte sowie eine Informationspolitik, die Risiken, die mit der industriellen Produktions- und Lebensweise in Form der Abfallentsorgung verbunden sind, nicht verschweigt — auch nicht den großen Bereich des Nicht-Wissens — und sich auch durch Rückschläge in der Gunst der Bevölkerung als Folge einer ungeschönten Darstellung der Entsorgungsrisiken nicht entmutigen läßt.

2027. Gegen die Abfallverbrennung wird häufig eingewendet, daß ihr Nutzen, der in der Verringerung der Schäden und Risiken der Ablagerung durch Zerstörung gefährlicher Abfallstoffe, der Gewichts- und Volumenreduzierung der zur Ablagerung gelangenden Abfälle sowie in der Gewährleistung der Deponierbarkeit der Rückstände der Verbrennung liegt, weit überschätzt werde und zu einem Rückgang der Vermeidungsbemühungen der Unternehmen und Haushalte führen würde. Diese Befürchtungen werden zwar durch die Erfahrungen der bisherigen Praxis nicht gestützt, sind jedoch nicht völlig von der Hand zu weisen. Daraus kann man nach Auffassung des Rates nicht den Schluß ziehen, auf die Verbrennung zu verzichten. Dies hieße, vor der Größe der gestellten Aufgabe, Abfälle umweltverträglich zu beseitigen, zu kapitulieren. Der Politik ist vielmehr aufgegeben, beide Wege zu unterstützen:

- die Ausschöpfung aller sinnvollen Möglichkeiten der Vermeidung und Verwertung von Abfällen
- eine möglichst weitgehende Inertisierung und Reduzierung der Deponiefracht der dennoch verbleibenden, zu beseitigenden Abfälle.

Manche Kampagne von Umweltschutzverbänden gegen Abfallverbrennungsanlagen erweckt den Verdacht, daß das Vorhandensein akuter Müllnotstände eine allgemeine Abfallvermeidung und -verwertung erzwingen soll, ohne die Schaffung geeigneter institutioneller und praktischer Voraussetzungen dafür abzuwarten. Dies bedeutet aber eine — vielleicht nicht völlig wiedergutzumachende — Verschärfung der derzeitigen Umweltbelastung und -gefährdung und die Gefahr der Bildung zukünftiger Altlasten, die nicht verantwortbar wären.

2028. Zur Verbesserung der Akzeptanz von Anlagen zur Behandlung und Ablagerung von Abfällen sollten bereits bei der Aufstellung der Abfallbeseitigungspläne auf Länderebene die kommunalen Gebietskörperschaften und die anerkannten Umwelt und Naturschutzverbände in verstärktem Maße beteiligt werden. Diese Beteiligung wird vor allem dann zu positiven Ergebnissen führen, wenn die Abfallbehandlung und -ablagerung als Notwendigkeit anerkannt und nicht als Instrument politischer Auseinandersetzungen vor Ort mißbraucht wird. Die Beteiligten sollten der Versuchung widerstehen, immer wieder Ängste zu schüren und unrealistische Erwartungen zu wekken, sondern sich auf pragmatisches Handeln verständigen.

2029. Bei der Planung einer einzelnen neuen Anlage soll die Öffentlichkeit frühzeitig offen informiert und beteiligt werden, und zwar unabhängig von der unterschiedlichen rechtlichen Ausgestaltung der verschiedenen Zulassungsverfahren. Zugleich muß dem Bürger durch eine auf Vermittlung von Zusammenhängen und Hintergrundwissen angelegte Öffentlichkeitsarbeit deutlich gemacht werden, daß das Ziel, Umweltbelastungen aus dem Umgang mit Abfällen nachhaltig zu reduzieren, nicht ohne eine deutliche Steigerung der Aufwendungen erreicht werden kann. Hierzu könnte auch gehören, die Möglichkeiten der Einschaltung von Mittlern nach nordamerikanischem Vorbild zu nutzen und Kompensationszahlungen an die betroffenen Gemeinden und Kreise zuzulassen.

7.4 Internationale Aspekte

2030. Angesichts wachsender wirtschaftlicher Verflechtung und der Sogwirkung milderer ausländischer Beseitigungsstandards kommt dem Problem grenzüberschreitender Abfallverbringung besondere Bedeutung zu. Ausgangspunkt für die umweltpolitische Bewertung muß nach Auffassung des Rates der Grundsatz sein, daß Abfälle möglichst nah am Ort ihres Anfalls beseitigt werden, um die Kongruenz von Nutzen und Lasten von Produktion und Konsum zu gewährleisten. Abfallexporte in Entwicklungsländer sind zu untersagen, weil Industriestaaten ihre Entsorgungsprobleme nicht zu Lasten von Empfängerstaaten lösen dürfen, die zu einer umweltverträglichen Beseitigung außerstande sind. Exporte in Industriestaaten erscheinen nur vertretbar bei mindestens gleichen Beseitigungsstandards, so daß der Export allein durch geringere Kosten motiviert ist.

2031. Im Verhältnis zur Europäischen Gemeinschaft können diese Grundsätze möglicherweise nur in modifizierter Form durchgesetzt werden. Angesichts der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs zu den Verkehrsfreiheiten des EWG-Vertrages hält es der Rat für unrealistisch, daß die Dienstleistungsfreiheit für grenzüberschreitende Abfallbeseitigungsleistungen durch Regelungen der Mitgliedstaaten oder auch nur der Gemeinschaftsorgane völlig außer Kraft gesetzt werden könnte. Auch die EG-Verbringungsrichtlinie kann wohl nicht dahin ausgelegt werden, daß die Regelungen, insbesondere die Abfallbeseitigungspläne der Mitgliedstaaten, Importe und Exporte völlig ausschließen können. Die gegenwärtig weitgehend ungesicherte Rechtslage hinsichtlich des Ausmaßes nationaler Regelungsbefugnisse, aber auch sachliche Gründe legen es nahe, in erster Linie im Rahmen der anstehenden Novellierung der Abfallrichtlinien gemeinschaftsrechtliche Regelungen anzustreben, die im Konflikt zwischen dem „Gemeinsamen Markt für Abfälle" und dem Umweltschutz einen sinnvollen Kompromiß herstellen. Prinzipiell freie Verbringung von Abfällen innerhalb der Europäischen Gemeinschaft würde die Entsorgungssicherheit gefährden, da sie diejenigen Staaten bestraft und entmutigt, die ausreichende Beseitigungsmöglichkeiten vorhalten, und sie würde auch die Bemühungen um Vermeidung und Verwertung von Abfällen beeinträchtigen. Neue gemeinschaftsrechtliche Regelungen sollten daher nach Auffassung des Rates vor allem eindeutige Verpflichtungen der Mitgliedstaaten zur Schaffung und Aufrechterhaltung von ausreichenden nationalen Beseitigungsmöglichkeiten und die effektive Harmonisierung der Beseitigungsstandards zum Gegenstand haben. Kurzfristig kann die Anwendung des Grundsatzes, daß — vorbehaltlich von Sondersituationen — Abfälle möglichst nah am Ort der Entstehung zu beseitigen sind, das Maß der grenzüberschreitenden Abfallverbringung gering halten, aber dennoch sinnvolle regionale Kooperationen fördern.

Nationale abfallrechtliche Anforderungen an Produkte oder Stoffe in Produkten zum Schutz der Umwelt sind auch nach Verwirklichung des Binnenmarktes zwar grundsätzlich möglich, jedenfalls soweit die Gemeinschaft den Bereich nicht bereits vollständig harmonisiert hat. Dabei ist jedoch Rücksicht auf die Belange des freien Warenverkehrs zu nehmen, so daß nicht alles aus nationaler Sicht Erwünschte auch ausländischen Herstellern auferlegt werden kann. Trotz der Schwierigkeiten einer produktbezogenen nationalen Abfallwirtschaftspolitik im Binnenmarkt kann auch in Zukunft auf nationale Alleingänge nicht verzichtet werden.

2032. Hinsichtlich der Abfallproblematik auf dem Gebiet der ehemaligen DDR und deren Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft in der Bundesrepublik bzw. auf eine zukünftige gesamtdeutsche Abfallwirtschaft sei an dieser Stelle lediglich auf zwei Aspekte hingewiesen.

Zum einen verdient der hohe Entwicklungsstand der Sekundärrohstoffwirtschaft in der ehemaligen DDR mit Verwertungsquoten im Konsum- und Produktionsbereich in der Höhe von jeweils ca. 40 % durchaus Beachtung. Ob diesem System eine gewisse Vorbildfunktion für die Verwertungsstrategie in der Bundesrepublik bzw. einer gemeinsamen Abfallwirtschaft zukommen kann, muß einer genaueren und vergleichenden Analyse der Vor- und Nachteile vorbehalten bleiben. Dabei wäre insbesondere zu prüfen, ob die unter den Bedingungen einer sozialistischen Mangelwirtschaft gewonnenen Erfahrungen auf ein marktwirtschaftliches System übertragbar wären, das durch Wohlstand, d. h. stofflichen Überfluß gekennzeichnet ist. Außerdem müßte abgewartet werden, wie das Verwertungssystem bei einer vom Rat geforderten gesamthaften Bewertung der Umweltbelastungen („Lastpakete") abschneiden würde. Unabhängig von den Ergebnissen solcher Prüfungen sollte jedoch vermieden werden, die bestehenden Verwertungsstrukturen im Zuge des ökonomischen Wandels in Produktion und Konsum preiszugeben. Dies kann in der Übergangsphase den Einsatz ökonomischer Anreize zur Fortführung von Verwertungsanstrengungen nötig machen.

Zum anderen erscheint es angesichts der besorgniserregenden Mißstände bei der Behandlung und Ablagerung von Abfällen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR dringend erforderlich, eine Bestandsaufnahme zu machen und festzulegen, welche Anlagen stillgelegt oder saniert werden müssen. Auf der Grundlage von Abfallbeseitigungsplänen ist die Errichtung von neuen, umweltverträglichen Anlagen zügig in Angriff zu nehmen.

7.5 Schlußbetrachtung

2033. Insgesamt gesehen können die meisten der auf Vermeidung und Verwertung gerichteten Instrumente der Abfallwirtschaft nur in dem Maße erfolgreich sein, in dem sich ein Mentalitätswandel vollzieht. Ein derartiger Wandel kann aber, wenn er nicht auf ein entsprechendes Angebot an Produkten und Handlungsmöglichkeiten stößt, erlahmen und enttäuscht werden. Deshalb muß die Politik rechtzeitig und nachhaltig den Rahmen setzen, damit ein solches Angebot entsteht. Wird ein auch an abfallwirtschaftlichen Optimalitätskriterien ausgerichtetes Stoff- und Produktangebot aber bereitgestellt, bestehen begründete Hoffnungen auf einen sich selbst verstärkenden Prozeß von Produktions- und Konsumentscheidungen, in dem, wenn die heute sich abzeichnenden Vermeidungs- und Verwertungspotentiale in breitem Umfang realisiert sein werden, das erreicht werden kann, was der Rat in diesem Gutachten als umweltverträgliche Abfallwirtschaft zu beschreiben und zu analysieren versuchte: die Abstimmung von Versorgungs- und Entsorgungswirtschaft unter gemeinsamen Kriterien, Kalkülen und Verhaltensweisen.

Um die hierfür erforderlichen Entscheidungen im Sinne des Umweltschutzes optimal treffen zu können, muß das medienübergreifend angelegte Konzept der Lastpakete als Methode der vergleichenden Risikobetrachtung eine breitere Anwendung finden. Nur hiermit lassen sich umfassende ökologische Bilanzierungen und eindeutige Vergleiche in den vernetzten Umweltauswirkungen innerhalb der Abfallwirtschaft anstellen und Entscheidungen über die Prioritäten und Anforderungen im Einzelfall begründen.

2034. Mit dem Abfallgesetz von 1986 ist durch den Vorrang der Vermeidung und Verwertung von Abfällen der Schritt von einem Abfallbeseitigungsgesetz zu einem ökologisch ausgerichteten Gesetz vollzogen worden. Es braucht jedoch Zeit, bis diese Neuregelungen auch greifen und künftige Produktions- und Verwendungssysteme nur verwertbare oder endlagerfähige Stoffe erzeugen. Dies ist eine geradezu revolutionäre Änderung in der Kulturgeschichte des Menschen; denn bisher haben alle Kulturen ihren „Kulturmüll" ohne diese Ziele produziert. Die heutige Menge, Zusammensetzung und Reaktivität des Abfalles erlauben jedoch kein Verharren in dieser Tradition. Es ist auch nicht möglich, Abfall auf der Grundlage ökologischer Idealbilder ausschließlich in Kreisläufen zu führen. Es ist vielmehr erforderlich, daß die Produktionstechnologie durch eine angemessene Abfalltechnologie ergänzt wird, deren Personal-, Finanz- und Innovationsaufwand erheblich sein wird. Von diesem Ziel sind wir jedoch noch weit entfernt.

ANHANG I

Ergänzende Materialien zu Kapitel 4.4

I. 1 Auszüge aus dem Entwurf der VDI-Richtlinie „Recyclingorientierte Gestaltung technischer Produkte"
(VDI 2243, Entwurf vom Dezember 1984)

Inhalt

1 Grundlegende Zusammenhänge beim Recycling

1.1 Warum Recycling?

Aus den Erschöpfungsdaten der heute gebräuchlichen Rohstoffe [2] kann abgeleitet werden, daß aus der Verantwortung für das Weiterleben der Menschheit eine Reihe von Maßnahmen ergriffen werden müssen, die die Verfügbarkeit von Rohstoffen bzw. Werkstoffen erhalten. Die Notwendigkeit zu solchen Maßnahmen gilt in besonderem Maße für die Bundesrepublik Deutschland, die über keine nennenswerten Rohstoffquellen verfügt.

Zur Einsparung von Rohstoffen kommen grundsätzlich folgende Möglichkeiten in Betracht [3; 4]:

- Verringerter Stoffeinsatz durch bessere Materialausnutzung und längere Lebensdauer beim Produkt sowie weniger Abfall bei der Produktion.
- Substitution von Werkstoffen, die aus knapp und damit teuer werdenden Rohstoffen hergestellt werden müssen, durch solche, für die noch länger verfügbare und damit billige Rohstoffe erforderlich sind.
- Recycling von Produktionsabfällen sowie von Produkten während oder nach ihrem Gebrauch durch Verwertung oder erneute Verwendung von Werkstoffen, Teilen, Baugruppen oder Gesamtprodukten (siehe Abschnitt 1.2).

1.2 Anwendung des Recyclings

Bereits heute werden einige Recyclingformen mit bestimmten Produktgruppen wirtschaftlich angewendet:

- Produktionsabfälle werden unproblematisch rezykliert, da die einzelnen Stoffe leicht trennbar oder bereits sortenrein sowie produktionstechnisch gut steuerbar sind [5; 6].
- Produkte während ihres Gebrauchs werden recht unterschiedlich wieder- und weiterverwertet. Beispiele für Wiederverwertung nach Reinigung bzw. Aufarbeitung und Überholung sind Getränkeflaschen und runderneuerte Autoreifen sowie Austauschteile bei Kraftfahrzeugen [7 bis 9]. Beispiele für Weiterverwertung sind Autoreifen als Stoßfänger in Hafenanlagen oder Glaserzeugnisse für Kunstwerke.

  Generell ist festzustellen, daß die Aufarbeitung von Altteilen zur Wiederverwertung in den USA bereits eine wesentlich höhere Bedeutung erlangt hat als in den europäischen Industrieländern, was u. a. an der Größe des Marktes und damit an der Möglichkeit zur Serienaufarbeitung liegt.
- Altstoffe fallen in großen Mengen durch eine Vielzahl von Wegwerfprodukten des täglichen Lebens einschließlich Hilfsprodukten wie Verpackungen und dergleichen sowie durch Industrieprodukte nach längerer Gebrauchsdauer an. Günstige Möglichkeiten, die auch zunehmend genutzt werden, bestehen bei Einstoffprodukten wie Papier und Glasflaschen. Weiterhin sind Trends zu einer verstärkten Nutzung von Hausmüll durch einfache Trennung von Metallarten (z. B. Blei und Kupfer) und Kunststoffen oder durch Herstellung von Sekundärwerkstoffen erkennbar [10].

Von den genannten Recyclingmöglichkeiten und -anwendungen hat vor allem das Altstoffrecycling von Autowracks und Haushaltsgroßgeräten infolge des Anfalls großer und hochwertiger Altstoffmengen sowie des Vorhandenseins leistungsfähiger Aufbereitungstechnologien bereits heute eine große wirtschaftliche Bedeutung [11]. Unterstützt wird die Wirtschaftlichkeit durch die Tatsache, daß bei der Herstellung zahlreicher Sekundärwerkstoffe, wie z. B. Papier oder Aluminium, nur ein Bruchteil der Energie benötigt wird, die zur Herstellung dieser Werkstoffe aus Primärrohstoffen erforderlich ist. Eine weitere Verbesserung der Wirtschaftlichkeit, auch für Produkte mittlerer und kleinerer Stückzahlen, wird durch präventive Maßnahmen bei der Konstruktion möglich sein, wozu die vorliegende Richtlinie eine Hilfestellung geben soll.

Zusammenfassend muß festgehalten werden, daß Recyclingmaßnahmen sowohl gesamtwirtschaftliche Zielsetzungen unterstützen als auch für den Hersteller eine wirtschaftliche, marktgerechte Produktkonzeption ermöglichen müssen. Recycling ist daher kein Patentrezept, sondern sollte ein ausgewogener Bestandteil des Maßnahmenkatalogs zur Ressourcenerhaltung sein.

1.3 Begriffe und Definitionen

Recycling ist die erneute Verwendung oder Verwertung von Produkten oder Teilen von Produkten in Form von Kreisläufen zur Ressourcenschonung.

Die Begriffe zum Recycling werden zweckmäßigerweise zu Recycling-Kreislaufarten, Recyclingformen und Recyclingbehandlungsprozessen zugeordnet, Bild 1.

1.3.3 Recyclingbehandlungsprozesse

Vor der erneuten Verwendung oder Verwertung müssen die einem Recyclingkreislauf zugeführten Produkte oder Stoffe in der Regel noch einen Behandlungsprozeß durchlaufen.

Beim Recycling während des Produktgebrauchs erfolgt eine Aufarbeitung bzw. Überholung. Diese dient der Wahrung oder Wiederherstellung der Produktgestalt bzw. der Produkteigenschaft zur erneuten Verwendung.

Beim Produktionsabfall- und Altstoff-Recycling erfolgt eine Aufbereitung. Diese dient zur Vorbereitung (z. B. durch Zerkleinern) der eigentlichen metallurgischen oder sonstigen Verwertung.

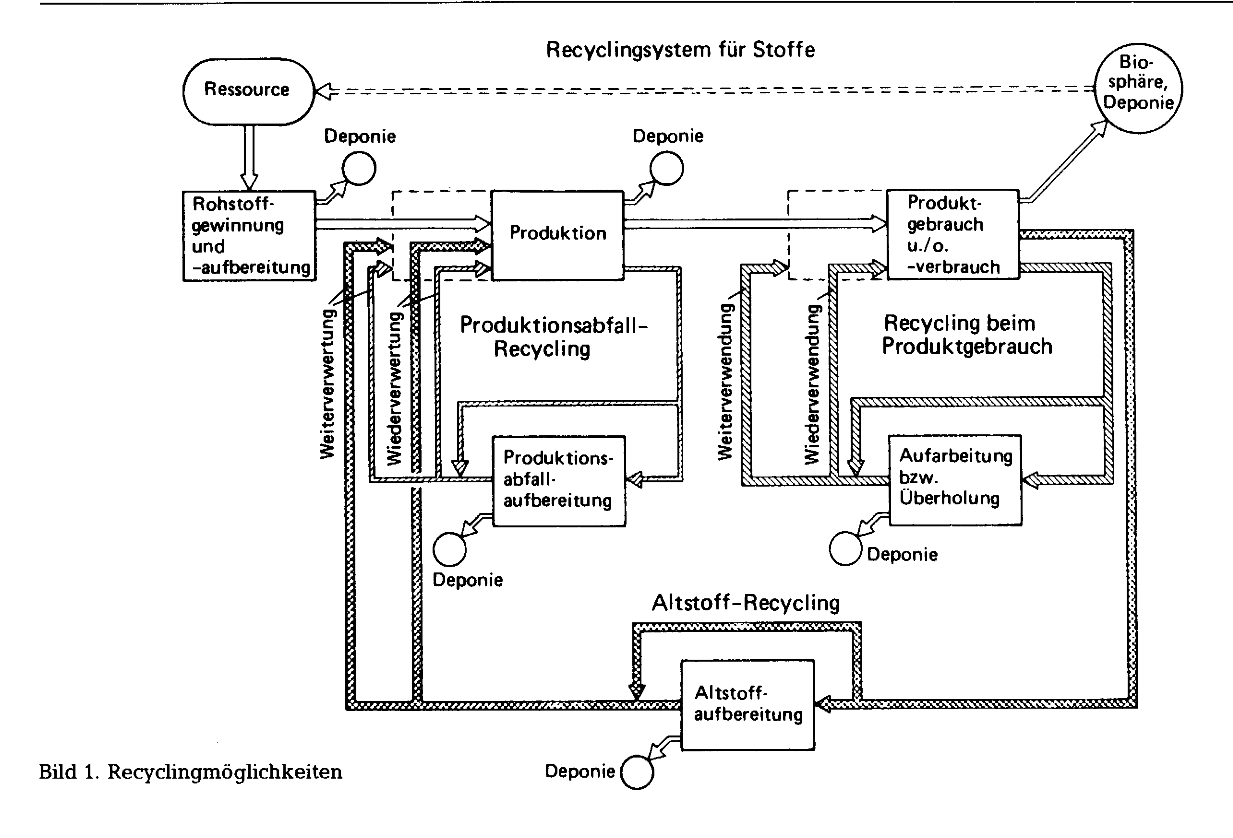


Bild 1. Recyclingmöglichkeiten

1.3.4 Instandhaltung

Oft wird im Sprachgebrauch statt von einer Aufarbeitung von einer Instandhaltung gesprochen. Unter der Instandhaltung werden nach DIN 31051 sämtliche Maßnahmen zur Bewahrung des Sollzustands Wartung), zur Feststellung und Beurteilung des Istzustandes (Inspektion) und zur Wiederherstellung des Sollzustands (Instandsetzung) verstanden. Diese Maßnahmen dienen zur Erreichung der normalen Lebensdauer eines Produktes oder sind unter dem Aspekt der Lebensdauerverlängerung zu betrachten. Die übliche Instandsetzung von technischen Produkten in Reparaturwerkstätten ist somit zur Instandsetzung zu zählen, wobei es sich bei ausgewechselten Tauschteilen um rezyklierte Teile handeln kann. Da im Rahmen eines Aufarbeitungsprozesses die gleichen oder ähnliche Operationen wie bei einem Instandsetzungsprozeß durchzuführen sind, fördert eine aufarbeitungsfreundliche Konstruktion auch die Instandsetzungsfreundlichkeit. Im Bild 2 sind die wesentlichen Unterschiede zwischen aufgearbeiteten und instandgesetzten Erzeugnissen [8] herausgestellt.

1.4 Genereller Konstruktionsablauf

Der Konstruktionsprozeß (Entwicklungsprozeß) für ein Produkt beginnt mit der Anforderungsliste und ist durch Arbeitsschritte mit zunehmendem Konkretisierungsgrad gekennzeichnet.

Recyclingsorientiertes Konstruieren betrifft gemäß Bild 4 vor allem drei Bereiche bzw. folgt drei Zielsetzungen: Begünstigen des Produktionsabfall-Recy-

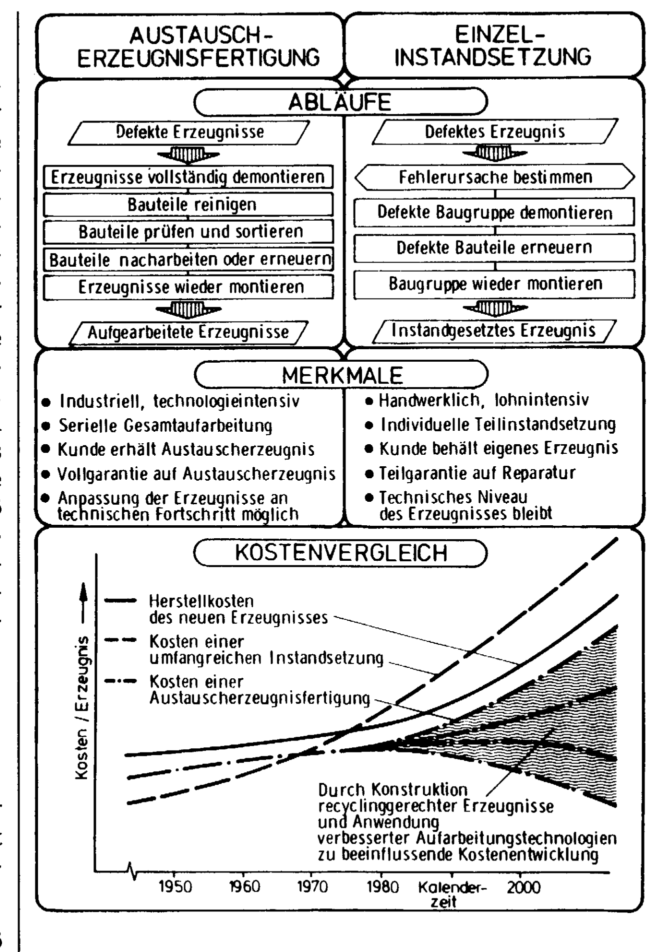


Bild 2. Unterschiede zwischen Instandsetzung und Aufarbeitung von Erzeugnissen [8]

cling, des Recycling beim Produktgebrauch und des Altstoff-Recycling. Entsprechend sind für einen recyclingorientierten Konstruktionsablauf vor allem diejenigen Arbeitsschritte bedeutungsvoll, bei denen der Konstrukteur Festlegungen trifft, die den Produktionsabfall, die Lebensdauer der Bauteile, die Fügeverfahren sowie die Werkstoffkombinationen beeinflussen.

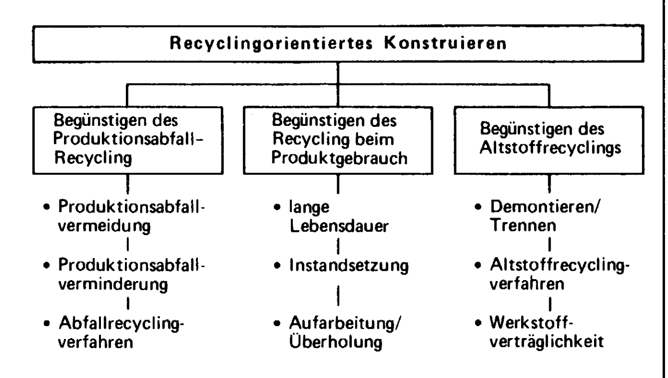


Bild 4. Recyclingorientiertes Konstruieren

Der Konstruktionsprozeß ist normalerweise durch ein großes Informationsbedürfnis des Konstrukteurs und durch vielfältige Informationsbrücken zu anderen Unternehmen gekennzeichnet. Gegenüber der bisherigen Vorgehensweise müssen bei einer Recyclingorientierung auch verstärkt Informationen aus Bereichen außerhalb des Unternehmens eingeholt werden, da die Produktverfolgung nicht bei Übergabe an den Markt (Kunden) enden darf, sondern während der Nutzung, Instandhaltung und gegebenenfalls Aufarbeitung sowie Aufbereitung und Verwertung (Altstoffrecycling) fortgesetzt werden muß. Der Produktkreislauf muß also insgesamt geplant und bei der Produktgestaltung berücksichtigt werden, Bild 5.

2 Aufbereitungsverfahren und -anlagen

Die Verwertung von Produktionsabfall- und Altstoff-Schrott hängt entscheidend von den Schrottaufbereitungsverfahren und -anlagen ab. Deren Eigenschaften und Möglichkeiten müssen auch dem Konstrukteur bekannt sein, will er Ausbeute und Qualität der Aufbereitung durch gestalterische Maßnahmen während der Produktentwicklung unterstützen.

2.10 Aufbereitung durch Demontage

Den höchsten Rückgewinnungsgrad der einzelnen Rohstoffe, d. h. die beste Schrottqualität, bietet die Demontage, die auf dem Schrottplatz oder speziellen Ausschlachtbetrieben sowie auf Demontagebändern der Produkthersteller erfolgen kann. Eine Kombination mit anderen Verfahren in Form einer partiell getrennten Aufbereitung kann zu einer wirtschaftlichen Lösung und hochwertigen Wiederverwertung führen [13; 14]. Bild 10 zeigt hierzu ein Modellsystem zu-

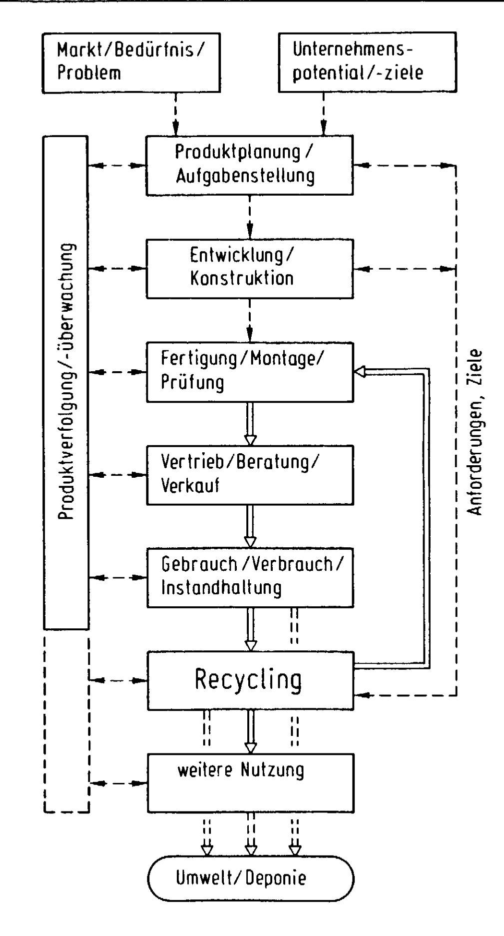


Bild 5. Produktkreislauf mit Produktentstehungs- und -lebensphasen einschließlich erforderlicher Informationswege

nächst für Metallschrott, das aber auch für Kunststoff-Konstruktionen sinngemäß gilt bzw. erweiterbar ist.

3 Produktionsabfall-Recycling

3.1 Produktionsabfälle

Unter Produktionsabfällen werden zunächst Reststoffe verstanden, die in der rohstofferzeugenden Industrie und in Gießereien anfallen, z. B. Angüsse und Steiger, ferner Walzenenden, Besäumstreifen u. a. Sie verbleiben als „Kreislaufschrott" oder „Eigenschrott" im Rohstoffkreislauf der Werke; sie sind der sauberste Produktionsabfall und sind problemlos zur Wiederverwertung aufzubereiten.

Andere Produktionsabfälle stammen aus der verarbeitenden Industrie; sie werden vom Handel erfaßt und als Neuschrott bezeichnet. Dazu gehören z. B. Stanzabfälle, Brennmatten, Schmiedegrate, Späne. Neuschrott ist meist sauber, solange er getrennt gesammelt wird. Die Aufbereitung beschränkt sich häufig auf das Zerkleinern (z. B. mittels Schere oder Spänereißer) und ggf. auf das Paketier- oder Brikettierpressen.

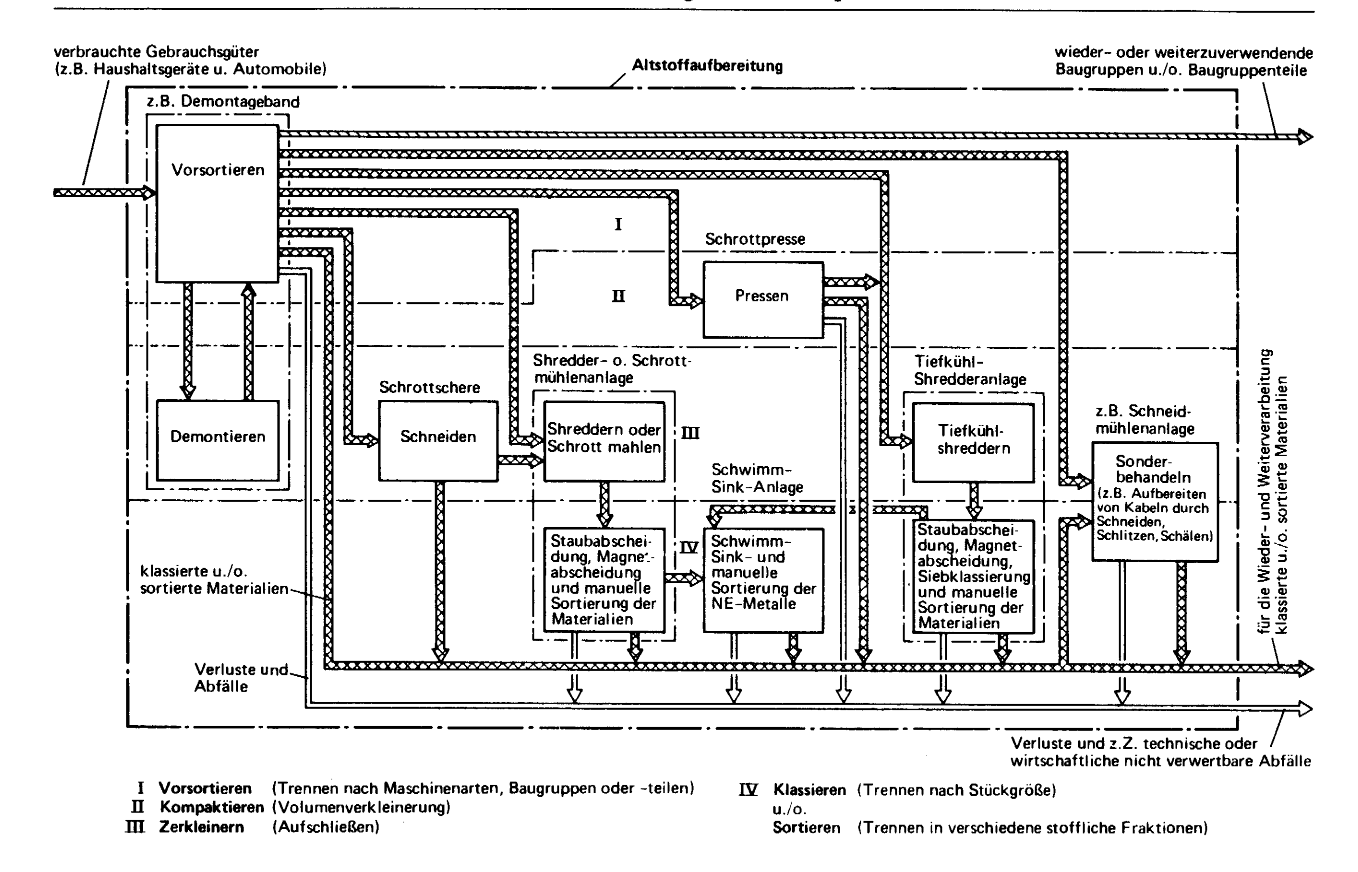


Bild 10. Modellsystem einer partiell getrennten Aufbereitung für die zukünftige Verwertung von Gebrauchsgütern [13]

3.2 Regeln für den Konstrukteur

> Abfallminimierung: Es sind solche Fertigungsverfahren zu wählen, bei denen möglichst kein Abfall, zumindest aber möglichst wenig Abfall entsteht.

> Werkstoffvielfalt: Grundsätzlich sollen möglichst wenige verschiedene Werkstoffe verwendet werden.

> Rezyklierbarkeit des Abfalls: Unvermeidbarer Produktionsabfall soll rezyklierbar sein, und zwar mit möglichst geringem Aufwand und Wertverlust.

4 Recycling beim Produktgebrauch

4.2 Aufarbeitungsverfahren

Der gesamte Aufarbeitungsprozeß gliedert sich in die Arbeitsschritte:

- Demontage,
- Reinigung,
- Prüfen/Sortieren,
- Nacharbeitung,
- Montage (Remontage),
- Funktionsprüfung.

Diese Schritte schlagen sich in folgenden Regeln für den Konstrukteur nieder:

4.3 Regeln für den Konstrukteur

Zur wirksamen Verbesserung der Aufarbeitungsschritte und der Kostenstruktur in Austauscherzeugnisfertigungen kann gestalterisch an drei Stellen angesetzt werden. Bild 15:

- Vereinfachung der Abläufe in der Fertigung,
- Verringerung des Aufwandes für zuzuschießende Neuteile sowie
- organisatorische Erleichterungen und übergreifende Gestaltungsmaßnahmen.

> Demontage: Jedes mehrteilige Produkt muß sich ohne Beschädigung einfach, eindeutig und sicher demontieren lassen.

> Reinigung: Alle wiederverwendbaren Teile sind so zu gestalten, daß sie sich leicht und ohne Beschädigung reinigen lassen.

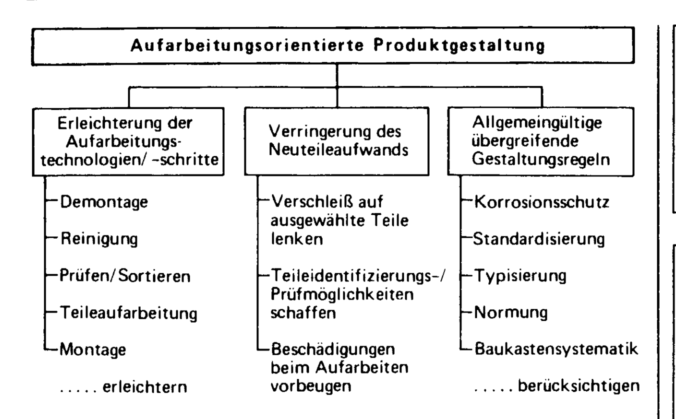


Bild 15. Aufarbeitungsorientierte Produktgestaltung

Prüfen/Sortieren: Zur Vereinfachung und Erleichterung des Prüfens und Sortierens von Bauteilen aus demontierten Produkten sollen Elemente, Baugruppen und Produkte mit gleicher Funktion in Aufbau, Anschlußmaßen und Werkstoffen standardisiert werden.

Teileaufarbeitung: An Teilen, die bei der Produktaufarbeitung auf- bzw. nachgearbeitet werden, sind von vornherein entsprechende Materialzugaben sowie Spann-, Meß- und Justierhilfen vorzusehen.

Remontage: Die Remontage soll einfach und gegen Fehlmontage gesichert sein. Die Remontage soll mit gängigen, der Seriengröße entsprechenden Verfahren möglich sein (d. h. keine Spezialverfahren, insbesondere nicht aus der Massenfertigung).

Verschleißelemente: Verschleiß ist möglichst auszuschalten, zumindest zu minimieren. Unvermeidbarer Verschleiß ist auf speziell dafür vorgesehene, leicht nachstellbare bzw. austauschbare Elemente zu beschränken (Prinzip der Aufgabenteilung [22]).

Verschleißerkennung: Der Zustand von verschleißenden Teilen, d. h. ihre Wiederverwendbarkeit bzw. ihr Abnutzungsvorrat soll sich möglichst leicht und eindeutig erkennen lassen.

Korrosion: Jedes Produkt bzw. Teil ist so zu gestalten, daß es der Korrosion möglichst keine Angriffsflächen bietet oder gegen Korrosion in einfacher und ausreichender Weise geschützt werden kann. Korrosion setzt allgemein die Wiederverwendbarkeit von Produkten bzw. Teilen herab.

Funktion lösbarer Verbindungen: Lösbare Verbindungen müssen für die gesamte Verbrauchsdauer (einschließlich Recycling) funktionsfähig bleiben, d. h. dürfen weder festkorrodieren noch nach wiederholtem Lösen die Haltefähigkeit verlieren.

Schutzschichten: Schutzschichten gegen Korrosion und andere zerstörende Einflüsse sind für die gesamte Produktlebensdauer zu bemessen; ist das nicht möglich, so müssen sie sich zumindest einfach und vollständig erneuern lassen.

Zugänglichkeit: Zur einfachen Instandsetzung und zur Demontage in der Aufarbeitung ist für eine gute Zugänglichkeit aller Elemente zu sorgen.

5 Altstoff-Recycling

5.1 Zielsetzungen

Die recycling- bzw. verwertungsfreundliche Produktgestaltung ist sowohl von den Materialerzeugungs- als auch von den Aufbereitungsverfahren abhängig. Primär hängt sie aber von den Materialerzeugungsverfahren ab. Daher ist das oberste Ziel der verwertungsfreundlichen Gestaltung für die Materialerzeugung, daß ein Produkt die metallurgischen Anforderungen erfüllt. Nur wenn diese im Produkt nicht erfüllt werden, muß eine Altstoffaufbereitung in Form einer Trennung der Materialien erfolgen. Wird das obengenannte Ziel nicht erreicht — was aus funktionalen Gründen meistens der Fall ist —, ist das Produkt so zu gestalten, daß die metallurgischen Anforderungen mit Hilfe der zur Verfügung stehenden Aufbereitungsverfahren erfüllt werden. Hierfür müssen konstruktive, vom jeweiligen Aufbereitungsverfahren abhängige Aufbereitungs- bzw. Verwertungshilfen vorgesehen werden.

5.2 Beurteilung der Aufbereitungsverfahren

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß keine der genannten Aufbereitungsverfahren allein, trotz konstruktiver Hilfen, eine wirtschaftliche und qualitativ hochstehende Wiederverwertung von Altprodukten ermöglicht. Vielmehr ist eine Kombination der Verfahren entsprechend der in Bild 10 dargestellten Modellvorstellung anzustreben. Danach müßte ein aufbereitungs- und verwertungsfreundliches Produkt, abgesehen vom Einstoffprodukt, im Idealzustand aus leicht demontierbaren Baugruppen bestehen, die ihrerseits nur Werkstoffkombinationen enthalten, die bei der Verwertung untereinander verträglich sind und jeweils einer Altstoffgruppe zugeordnet werden können.

Dies schlägt sich in den Regeln für den Konstrukteur nieder:

5.3 Regeln für den Konstrukteur

Altstoff-Verwertung: Der Konstrukteur sollte bei der Entwicklung industrieller Produkte neben den Anforderungen für Herstellung und Gebrauch auch die für eine Rückgewinnung der Werkstoffe nach Gebrauchsende erforderlichen Gesichtspunkte berücksichtigen.

Werkstoff-Verträglichkeit: Wenn sich ein verwertungsoptimales Einstoffprodukt nicht verwirklichen läßt, sind zumindest nur solche Werkstoffkombinationen als untrennbare Einheit anzustreben, die sich wirtschaftlich und mit hoher Qualität verwerten lassen.

Werkstoff-Trennung: Läßt sich die Werkstoffverträglichkeit für untrennbare Teile und Gruppen eines Produkts nicht erreichen, so sollen diese weiter in werkstoffverträgliche (bzw. Einstoff-)Einheiten aufgelöst werden.

Demontagegünstige Baustruktur: Die eine Komplettverwertung störenden Teile und Gruppen eines Produkts, die im Zuge einer partiell getrennten Aufbereitung durch Demontage abgetrennt werden sollen, sollen leicht demontierbar und gut zugänglich an den äußeren Produktzonen angeordnet und gekennzeichnet sein.

Hochwertige Werkstoffe: Besonders wertvolle und knappe Werkstoffe sind gut zu kennzeichnen und zerlegungsgerecht anzuordnen.

Gefährdung: Stoffe, die bei der Aufbereitung und/ oder Verwertung eine Gefahr für Mensch und Anlage oder Umgebung darstellen (z. B. giftige oder explosive Stoffe), sind in jedem Fall abtrennbar bzw. entleerbar anzuordnen.

Kennzeichnung: Eine gut sichtbare und nicht entfernbare Kennzeichnung an Teilen, Gruppen oder am Gesamtprodukt soll deren Altstoffgruppen bzw. Werkstoff sowie die geeignete Aufbereitungs- und Verwertungstechnologie angeben, um ein wirtschaftliches Altstoff-Recycling zu erleichtern.

Schrifttum

[1] MEADOWS, D., ZAHN, E. u. P. MILLING: Die Grenzen des Wachstums. Reinbeck: Rowohlt 1973.

[2] N. N.: Mineralische Rohstoffe. Hrsg. Bundesministerium für Wirtschaft, Referat Presse und Information, Bonn 1979.

[3] JORDEN, W. u. R.-D. WEEGE: Recycling beginnt in der Konstruktion. Konstruktion 31 (1979), H. 10, S. 381/87.

[4] WEEGE, R.-D.: Recyclinggerechtes Konstruieren. Düsseldorf: VDI-Verlag 1981.

[5] VDI-Ber. 277: Optimale Rohstoffnutzung — eine Aufgabe für den Ingenieur. Düsseldorf: VDI-Verl. 1977.

[6] JETTER, U.: Recycling in der Materialwirtschaft. Hamburg: Spiegel 1975.

[7] BEITZ, W., HOVE, U. u. M. POURSHIRAZI: Altteilverwendung im Automobilbau. FAT-Schriftenreihe Nr. 24, Frankfurt: Forschungsvereinigung Automobiltechnik 1982 (mit weiterem Schrifttum).

[8] WARNECKE, H. J. u. R. STEINHILPER: Instandsetzung, Aufarbeitung, Aufbereitung: Recyclingverfahren und Produktgestaltung. VDI-Z. 124 (1982), S. 751/58.

[9] BEITZ, W.: Altteilverwendung im Automobilbau. Zeitschrift: „Der Verkehrsunfall und Fahrzeugtechnik" (1983), H. 10, S. 297/300.

[10] THOMÉ-KOZMIENSKY, K.-J. (Hrsg.): Materialrecycling durch Abfallaufbereitung. Tagungsband TU Berlin 1983.

[11] LANDERS, S., CLAUS, F., KÄCKELL, H., BEITZ, W. und L. PEINECKE: Analyse von Rückständen aus Shredderanlagen. Forschungsbericht 80-103-01320 Abfallwirtschaft im Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern 1981.

[12] WARTMANN, J.: Hochtemperaturschäden an Turbinenschaufeln, Restlebensdauerbestimmung und Regeneration. VDI-Jahrestagung 83 Werkstoff-Bauteil-Schaden, der VDI-Gesellschaft Werkstofftechnik.

[13] MEYER, H.: Recyclingorientierte Produktgestaltung. VDI-Fortschrittsber. Reihe 1, Nr. 98, Düsseldorf: VDI-Verl. 1983.

[14] MEYER, H. u. BEITZ, W.: Konstruktionshilfen zur recycling-orientierten Produktgestaltung. VDI-Z. 124 (1982), S. 255/67.

[15] Henschel-Mühle. Prospekt der Fa. Thyssen Henschel, Kassel 1976.

[16] N. N.: Metallrückgewinnung aus Shredderschutt. Rohstoff-Rundschau (1976), Nr. 15.

[17] BIRNKRAUT, H. W.: Wiederverwerten von Kunststoff-Abfällen. Kunststoffe 72 (1982), H. 7, S. 415/19.

[18] Forschungsprogramm Wiederverwertung von Kunststoffabfällen. Teilprojekt 6. Hydrolyse von Kunststoffabfällen. VKE (Hrsg.) Frankfurt 1979.

[19] Forschungsprogramm Wiederverwertung von Kunststoffabfällen. Teilprojekt 5. Pyrolyse von Kunststoffabfällen. VKE (Hrsg.) Frankfurt 1981.

[20] Forschungsprogramm Wiederverwertung von Kunststoffabfällen. Teilprojekt 3. Zerkleinern und Klassieren von Kunststoffabfällen. VKE (Hrsg.) Frankfurt 1981.

[21] Forschungsprogramm Wiederverwertung von Kunststoffabfällen. Teilprojekt 4. Sortieren von Kunststoffabfällen. VKE (Hrsg.) Frankfurt 1980.

[22] PAHL, G. u. W. BEITZ: Konstruktionslehre. Berlin: Springer 1977.

[23] BEITZ, W.: Demontagefreundliche Schnappverbindungen. VDI-Berichte 493, Düsseldorf: VDI-Verl. 1983.

[24] MÜNNINGHOFF, H. et al.: Die neue Vierzylinder-Motorenbaureihe von Audi/VW mit 1,6 und 1,8 Liter Hubraum. MTZ Motortechn. Z. 44 (1983), H. 2.

[25] WEISMANN, P.: Reibkorrosion — ein besonderes Verschleißproblem. Antriebstechnik 21 (1982), H. 1—2, S. 44/8.

[26] Shredder. Prospekt der Fa. Lindemann, Düsseldorf 1975.

[27] AMELUNG, E., FRANKEN, I. u. a.: Schrottwirtschaft. In: Vom Schrott zum Stahl. Düsseldorf: Stahleisen.

[28] POURSHIRAZI, M. u. W. BEITZ: Recycling- und Substitutionseignung von Komponenten der Antriebstechnik. Unveröffentlichter DFG-Zwischenbericht. TU Berlin 1984.

[29] JORDEN, W.: Recyclinggerechtes Konstruieren als vordringliche Aufgabe zum Einsparen von Rohstoffen. Maschinenmarkt 89 (1983), S. 1406/09.

[30] JORDEN, W.: Recyclinggerechtes Konstruieren — Utopie oder Notwendigkeit. Schweizer Maschinenmarkt (1984), S. 23/5 und 32/3.

[31] MIL-STD-1472, USA, 1969.

I. 2 Auszüge aus der Broschüre „Produktionsintegrierter Umweltschutz in der chemischen Industrie — Verpflichtung und Praxisbeispiele"

Erläuterungen zu ausgewählten Verfahren:

Herstellung von Polypropylen

Para-selektive Kernchlorierung von Toluol

Neuer Prozeß vermindert Umweltbelastung einer Vitamin-Großproduktion

Reststoffminderung bei der Synthese eines Alkohols

Gewinnung von Maleinsäureanhydrid aus Abwasser der Phthalsäureanhydrid-Produktion

Neue Produkte aus Abfallcarbonsäuren der Adipinsäureproduktion

Verwertung des bei der Herstellung von Isocyanaten anfallenden Chlorwasserstoffs zur Rückgewinnung von Chlor

Vermeidung und Verwertung von Reststoffen aus der Titandioxidproduktion

Schwefelsäure aus den Abgasen der Zellwolleproduktion — Reststoffverwertung im Verbund zweier chemischer Werke

Vermeidung von Reststoffen bei einer Polymersynthese

Herstellung von Polypropylen

J. Hornke, R. Lipphardt, R. Meldt*

- **Neues Verfahren zur lösemittelfreien Polymerisation, dadurch Vermeidung eines Abluftproblems (großes Abluftvolumen mit geringer stofflicher Belastung)**
- **Entwicklung hochwirksamer Katalysatoren, dadurch Vermeidung von Abwasser und Reststoffen aus der Produktaufbereitung**

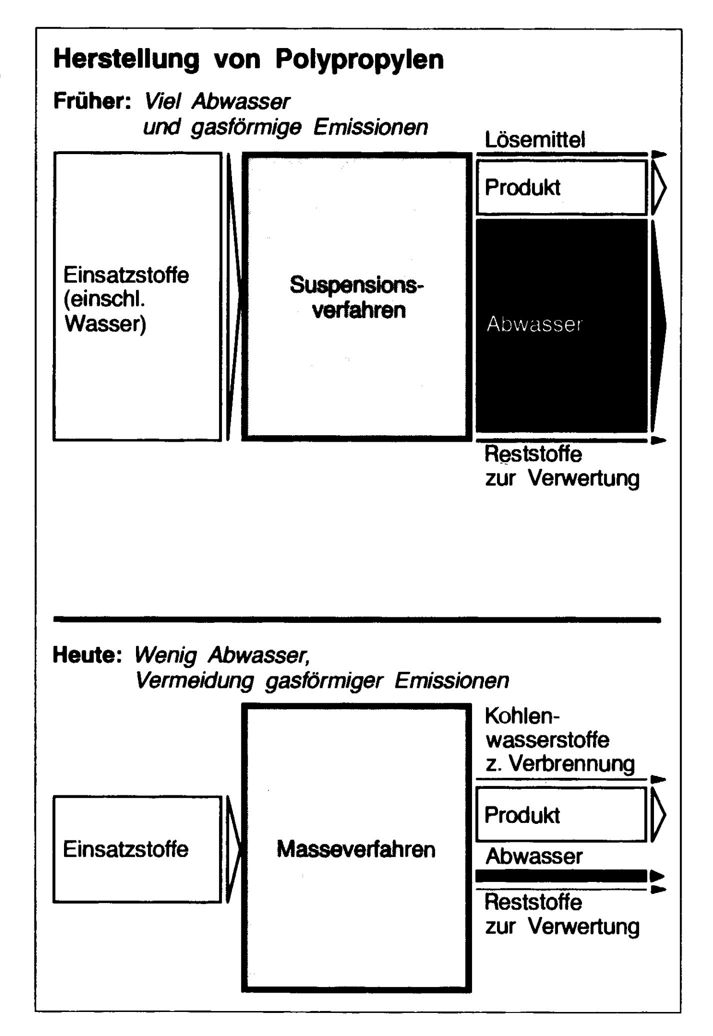
Für die Vermeidung von Reststoffen gibt es ein fast vorbildliches Beispiel, nämlich die Herstellung von Polypropylen.

Einsatzgebiete

Polypropylen gehört zu den thermoplastischen Massenkunststoffen mit einem weitgefächerten Anwendungsspektrum. Die Einsatzgebiete betreffen sowohl Gegenstände des täglichen Bedarfs als auch weite Bereiche industrieller Anwendung.

Bisheriges Verfahren

Das jahrzehntelang gebräuchliche Verfahren besteht aus einer Polymerisation in einem relativ leichtflüchtigen Lösungsmittel, z. B. einer bestimmten Leichtbenzinfraktion. Hierin ist der Nachteil des Verfahrens begründet; denn bei der Abtrennung und nachfolgenden Trocknung des gebildeten Polymers kann das Lösungsmittel aus physikalischen Gründen nicht vollständig zurückgewonnen werden. Man hätte nun, um den neuen Anforderungen der TA Luft zu genügen, neben anderen Möglichkeiten, diese Abluft über große Adsorptionstürme, die mit Silica-Gel oder Molsieben gefüllt sind, leiten müssen. Das ist zwar technisch möglich, aber sehr aufwendig und damit viel zu teuer, und letztlich ist ein vollständiges Entfernen des Lösungsmittels faktisch nicht erreichbar. Außerdem entstehen bei der Aufarbeitung der Polymersuspension große Abwassermengen, die behandelt werden müssen.



Neues Verfahren

Deshalb entschloß man sich, den Prozeß als solchen vollständig zu verändern und die Polymerisation in der Masse, d. h. im monomeren Propylen durchzuführen. Das war technisch nicht leicht, denn es bedingte zwei wesentliche Änderungen: der Reaktionsdruck

* Dr.-Ing. J. Hornke, Prof. Dr.-Ing. G. Lipphardt, Dr. R. Meldt, Hoechst AG, 6230 Frankfurt am Main 80

mußte auf etwa 40 bar angehoben und es mußten absolut neue hochwirksame Katalysatoren erfunden werden, von denen man über Jahre angenommen hatte, daß sie kaum realisierbar seien [1].

Hierin liegt auch bereits die Antwort auf die Frage, warum man nicht schon sehr viel früher sich einer derartigen Verfahrensänderung bedient habe, um die Lösungsmittelmengen aus der Abluft zu verbannen und die Abwassermengen zu verringern. Gerade der Umweltschutz verlangt immer mehr ein Überschreiten der Grenzen der Technik in neue Bereiche.

Beim neuen Verfahren entfallen die Lösemittelemissionen in der Abluft. Anfallende geringe Mengen an gasförmigen Kohlenwasserstoffen werden einer Verbrennung zugeführt. Bei der Herstellung des Polymeren fällt deutlich weniger Abwasser an, weil die Einsatzmenge der hochwirksamen Katalysatoren so weit verringert werden kann, daß ihre Entfernung aus dem Polymeren durch Auswaschen mit Wasser nicht mehr nötig ist. Der Rohstoffeinsatz für 1 000 kg Produkt vermindert sich durch diese Verfahrensentwicklung von ursprünglich 1 185 kg bis auf ca. 1 013 kg. Entsprechend geht auch die Menge der anfallenden Reststoffe zurück [2]. Der Anfall von Abwasser und Abfall wird dadurch weitgehend vermieden, eine Restmenge Abgas wird im Kesselhaus verbrannt. Vergleichbare Ergebnisse wurden bei der Herstellung von Hochdichte-Polyethylen (HDPE) erzielt. 1964 wurden zur Herstellung von 1 000 kg Polymerprodukt noch 1 200 kg an Einsatzstoffen benötigt. Von den anfallenden Reststoffen fielen 108 kg als Abluft an, 77 kg gelangten ins Abwasser und 15 kg gingen als Abfall zur Deponie. Heute werden für 1 000 kg Produkt nur noch 1 020 kg Einsatzstoffe benötigt. 16 kg Reststoffe im Abgas werden im Kesselhaus zugefeuert, 4 kg gehen zur Rückstandsbehandlung und Deponie [3].

Literatur:

[1] H. Harnisch, „Entwicklungstrends in der chemischen Industrie – Eine Herausforderung für die Forschung", Vortrag auf der Tagung „Abbau von Umweltbelastungen – Entwicklungslinien der Chemie", 25.–27. April 1990, Ev. Akademie Tutzing (Tagungsband in Vorbereitung)

[2] H. Schaum, „Vermeiden und Verwerten von Sonderabfällen in der chemischen Industrie", Vortrag auf der Tagung „Entsorgung von Sonderabfällen durch Verbrennung", 4.–6. Dezember 1989 in Baden-Baden, GVC/VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen (Düsseldorf)

[3] H. Schaum, „Vermeidung und Verwertung von Sonderabfällen in der chemischen Industrie", in: Behandlung von Sonderabfällen, S. 716f. (Karl J. Thomé-Kozmiensky, Herausgeber), EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik 2 (1988), ISBN 3-924511-29-2

Vermeidung unerwünschter Nebenprodukte

Para-selektive Kernchlorierung von Toluol

F. J. Mais, H. Fiege, K. Roehlk, G. Scharfe*

- **Selektivitätssteigerung durch ein neues Katalysatorsystem**
- **Umsetzung in die Technik mit Übertragungsfaktor 100 000**
- **Rohstoffeinsparung**

Anwendungsgebiete des Produkts

Para-Chlortoluol ist ein Vorprodukt zur Herstellung von Pflanzenschutzmitteln, Farbstoffen, Pharmazeutika und Textilhilfsmitteln.

Problemstellung

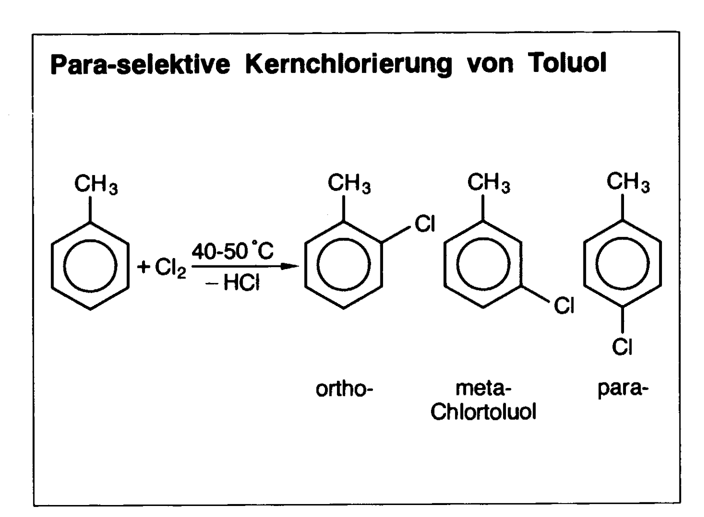
Die Kernchlorierung von Toluol wird seit mehr als 80 Jahren technisch durchgeführt. Man erhält im wesentlichen ein Gemisch von ortho- und para-Chlortoluol. Mit Eisen-(III)-chlorid als Katalysator ist der Gehalt an para-Chlortoluol ungefähr 33%, bei einem para:ortho-Verhältnis von ca. 1 : 2.

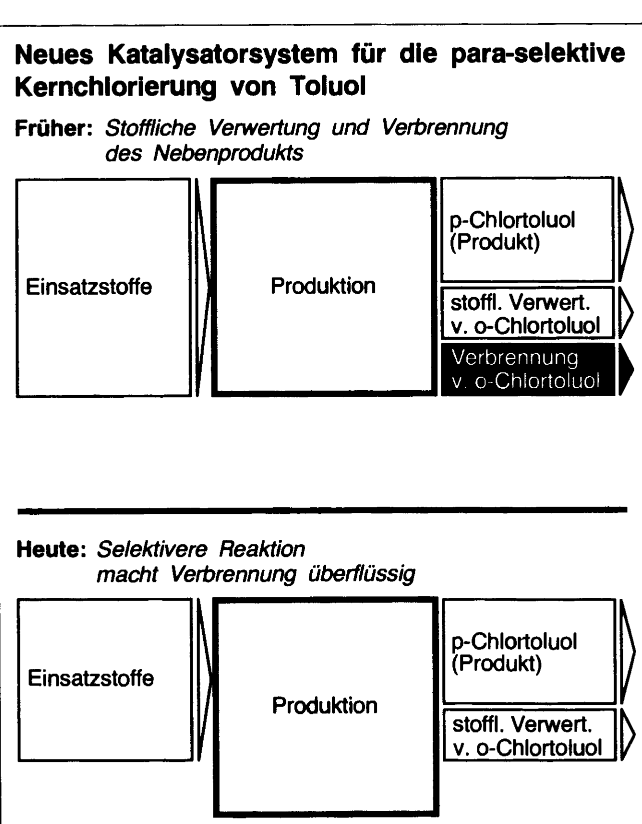
Es ist seit etwa 1930 bekannt, daß die Zugabe von Schwefel als Co-Katalysator das Isomerenverhältnis verändert und den Gehalt an para-Chlortoluol auf 47,5% erhöht. Das para:ortho-Verhältnis wird damit auf nahezu 1 : 1 angehoben (Anteil der meta-Verbindung < 1%).

Der Anfall im Verhältnis von etwa 1 : 1 para- und ortho-Chlortoluol entspricht in vielen Fällen nicht dem Bedarf an den Isomeren. Bei einem höheren Bedarf an para-Chlortoluol als ortho-Chlortoluol besteht ein Interesse, das Isomerenverhältnis noch weiter in Richtung des para-Chlortoluols zu verschieben, um eine Beseitigung des ortho-Chlortoluols, z. B. durch Verbrennen zu vermeiden.

Darstellung und Bewertung der Problemlösung

Um das Isomerenverhältnis so zu beeinflussen, daß der Anfall nicht verwertbarer Nebenprodukte mini-





* Dr. F. J. Mais, Dr. H. Fiege, Dr. K. Roehlk, Dr. G. Scharfe, Bayer AG, 5090 Leverkusen

miert wird, wurden in der Forschungsabteilung des Geschäftsbereichs Organische Chemikalien im Werk Leverkusen der Bayer AG Grundlagenforschungen unter Einsatz moderner Methoden der Mathematik und der theoretischen Chemie durchgeführt. Die mehrere Jahre beanspruchenden Versuche hatten das Ziel, den Co-Katalysator Schwefel durch neue Co-Katalysatoren mit noch höherer Para-Selektivität zu ersetzen. Sie führten zu einer Verschiebung des Anfalls von para- zu ortho-Chlortoluol von 1 : 1 zu 2 : 1.

Für die Übertragung der Versuche in den technischen Maßstab wurden weitere Optimierungsversuche hinsichtlich der Zusammensetzung des Katalysatorsystems, der Reaktionstemperatur und der Katalysatormenge durchgeführt. Inzwischen konnten die im Laboratorium erzielten Ergebnisse erfolgreich in eine kontinuierlich arbeitende großtechnische Anlage mit einem Übertragungsfaktor von 1 : 100 000 übertragen werden. Pro Tonne para-Chlortoluol fallen heute, statt ursprünglich 1 Tonne, nur noch 0,5 Tonnen des isomeren Nebenprodukts ortho-Chlortoluol an.

Neuer Prozeß vermindert Umweltbelastung einer Vitamin-Großproduktion

H. Wiederkehr*, H. Ziegler, J. Wiesner**

- **Optimierung der Reaktion durch genaue Untersuchung von Reaktionsmechanismen und Kinetik. Dadurch:**
  - **höhere Produktausbeute**
  - **keine störenden Nebenprodukte**
  - **verbessertes prozessintegriertes Recycling**
  - **verbessertes Recycling im Produktionsverbund**
  - **verbesserte energetische Verwertung**
  - **verbesserte Wirtschaftlichkeit durch Rohstoff- und Energieeinsparung.**

Produkt

In einer Großanlage von Hoffmann-La Roche wird seit Jahren ein Zwischenprodukt für die Vitaminherstellung mit der Bezeichnung „Etinol" hergestellt.

Vitamine sind für Mensch und Tier lebensnotwendige Stoffe; Unterversorgung mit Vitaminen verursacht schwerwiegende Erkrankungen. So führt zum Beispiel ein Mangel an Vitamin A zu krankhaften Veränderungen des Auges (Xerophthalmie) und schließlich zur Erblindung. In Entwicklungsländern treten auch heute noch jährlich 100 000 neue Fälle von Erblindung aufgrund von Vitamin A-Mangel auf. Roche unterstützt mit dem Arbeitskreis „Sehen und Leben" verschiedene internationale Hilfsprogramme gegen Xerophthalmie.

Ursprünglicher Prozeß

Bei der Synthese von Vitaminen entstehen allerdings, wie in jedem Herstellungsprozeß, nicht nur das gewünschte Produkt, sondern auch unerwünschte Nebenprodukte. Bis vor kurzem war die Ausbeute am Produkt im hier beschriebenen Produktionsschritt ziemlich niedrig: Zur Gewinnung von 1 kg „Etinol" mußten ca. 3 kg Rohstoffe eingesetzt werden, von denen rund 2/3 in zum Teil veränderter Form als Abfälle verlorengingen (siehe auch Abb. 6).

Dem Chemiker und dem Chemie-Ingenieur bieten sich grundsätzlich zwei Auswege aus einer solch unbefriedigenden Situation: Man kann zum einen versuchen, die wertvollen Rohstoffe aus den Prozeßströmen zurückzugewinnen, was allerdings meist mit erheblichem Energieaufwand verbunden ist. Deshalb ist der zweite Weg, nämlich die Rohstoffe mit einer „besseren Chemie" im Prozeß selbst wirkungsvoller auszunutzen, der attraktivere. Im folgenden wird beschrieben, wie durch genaue Untersuchung der einzelnen Reaktionsabläufe eine „bessere Chemie" für den „Etinol"-Prozeß gefunden werden konnte.

Reaktionstechnische Optimierung des Prozesses

Chemisch gesehen handelt es sich bei der diskutierten Synthese um die Anlagerung von Acetylen an ein Keton (Abb. 1). Im ursprünglichen Syntheseprozeß wurde zunächst ein reaktives Zwischenprodukt, Lithiumacetylid genannt, durch Lösen von metallischem Lithium in flüssigem Ammoniak bei –35 °C und Einleiten von Acetylen hergestellt (Abb. 2). In einem zweiten Schritt wurde das in einem organischen Lösungsmittel vorliegende Keton eingebracht, das mit dem Lithiumacetylid zu Lithium-Etinolat, einer Vorstufe von Etinol, reagierte. Das Ammoniak wurde anschließend abgedampft und Etinol mit verdünnter Schwefelsäure freigesetzt.

Der größte Nachteil der Prozeßführung lag darin, daß unlösliche Harze als Nebenprodukte gebildet wurden, was sich ökologisch wie auch ökonomisch gleich mehrfach negativ auswirkte: Einerseits verschlechterte sich durch die Bildung der Harze, die als Abfall entsorgt werden mußten, die Ausbeute bezüglich Keton. Andererseits wurde die Lithiumfracht, die nach der Schwefelsäurezugabe in Form des Lithiumsulfatsalzes vorlag, in das Harz eingebunden, so daß diese wertvolle Lithiumverbindung trotz größter Anstrengungen nicht mehr zurückgewonnen werden konnte.

---

* Originalpublikation: siehe [1]. Das vorliegende Papier ist eine Bearbeitung der Orginalpublikation durch die genannten Autoren.

** Dr. H. Wiederkehr, Dr. H. Ziegler, F. Hoffmann-La Roche AG, CH-4002 Basel; Dr. J. Wiesner, DECHEMA, 6000 Frankfurt am Main 97.

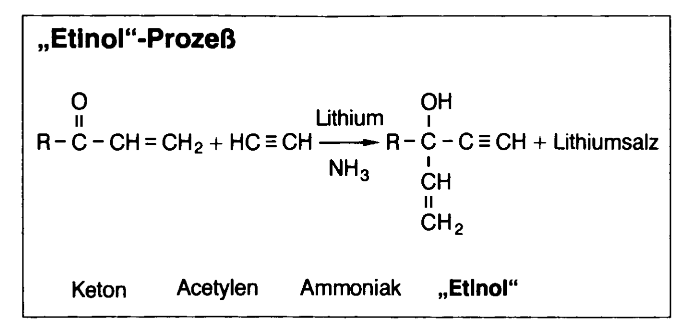


Abb. 1

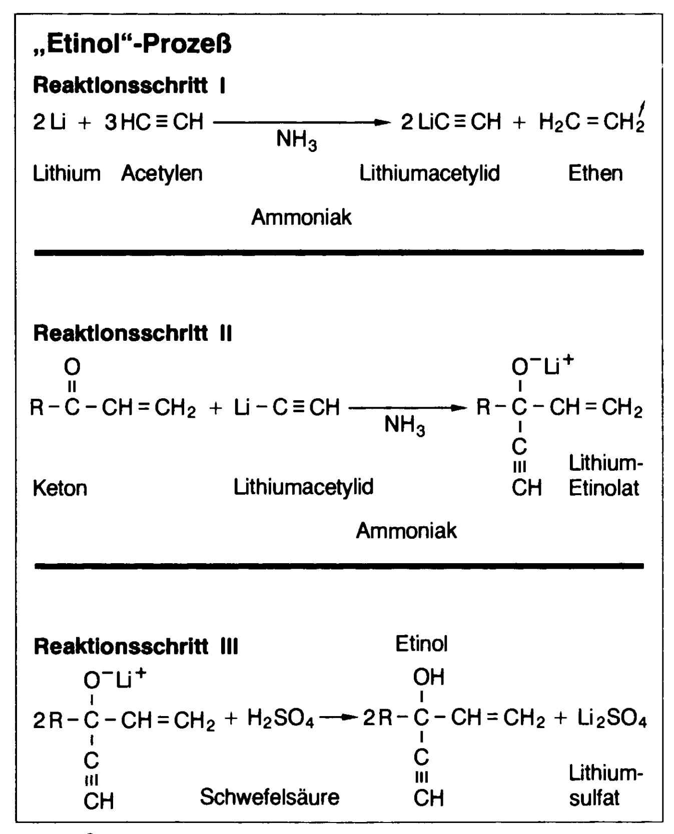


Abb. 2

Jahrelange Versuche, diese heikelste Stufe der ganzen Vitaminsynthese durch geänderte Reaktionsführung oder Recycling ökologisch wie auch ökonomisch zu verbessern, blieben erfolglos. Erst die relativ junge Disziplin der chemischen Reaktionstechnik brachte den Schlüssel zum Erfolg.

Das Verhalten aller Reaktionspartner unter Reaktionsbedingungen und die einzelnen Reaktionsabläufe wurden genauestens untersucht. Zunächst wurde erkannt, daß das Ausgangsprodukt Keton bei Unterschuß oder Abwesenheit seines Reaktionspartners Lithiumacetylid unter den gegebenen Reaktionsbedingungen (in flüssigem Ammoniak bei –35 °C) stark zur Polymerisation, d. h. zur Harzbildung neigt. Es wurde also versucht, Ammoniak vor dem zweiten Prozeßschritt gegen ein anderes Lösungsmittel auszutauschen, um die Harzbildung zu vermeiden. Diese Maßnahme führte, wenigstens im Labormaßstab, zu einem durchschlagenden Erfolg: Die Ausbeute bezüglich Keton stieg von 82 auf 95%, die Harzbildung konnte entsprechend unterdrückt und der Lithiumeinsatz reduziert werden. Die Tatsache, daß sich diese Erfolge im größeren Maßstab (in einer Pilotanlage) nicht wiederholen ließen, wies darauf hin, daß noch andere reaktionstechnische Aspekte eine Rolle spielen mußten. Weitere Forschungsarbeiten zeigten, daß auch Lithiumacetylid selbst eine instabile Verbindung ist, die nur unter ganz bestimmten Voraussetzungen annähernd quantitativ mit dem Keton die erwünschte Reaktion eingeht. Werden diese Bedingungen nicht exakt eingehalten, zersetzt sich die reaktive Zwischenverbindung teilweise und steht somit nicht mehr vollumfänglich für die Anlagerungsreaktion zur Verfügung. Dadurch wird, da ja Lithiumacetylid dann im Unterschuß vorliegt, wiederum die Harzbildung begünstigt. Nur wenn das (molare) Verhältnis von Lithiumacetylid und Ammoniak bei 1:1 liegt und gleichzeitig ein leichter Acetylenüberdruck herrscht, kann die reaktive Zwischenverbindung als Ammoniakkomplex stabilisiert werden (Abb. 3) und die Umsetzung zu „Etinol" unter optimalen Bedingungen ablaufen.

Diese Erkenntnisse wurden prozeßtechnisch folgendermaßen umgesetzt: Um die Harzbildung im flüssigen Ammoniak zu verhindern, wird das Lösungsmittel vor dem zweiten Prozeßschritt ausgetauscht, d. h. Ammoniak wird abgedampft und gleichzeitig ein anderes Lösungsmittel zugegeben. Da der Siedepunkt dieses zweiten Lösungsmittels im Vergleich zu demjenigen von Ammoniak wesentlich höher liegt, wäre zu erwarten, daß die Temperatur des Reaktorinhaltes während dieses Austauschvorganges gleichmäßig vom Siedepunkt von Ammoniak auf denjenigen des Ersatzlösungsmittels ansteigen würde (Abb. 4). In Abwesenheit von Lithiumacetylid ist dies auch tatsächlich der Fall. Liegt jedoch Lithiumacetylid im Gemisch vor, nimmt das Reaktionsgemisch bei ca. 5 °C weiter Wärme auf, und Ammoniak wird abgedampft, ohne daß aber die Temperatur weiter ansteigt. Dieses zunächst überraschende Temperaturplateau kann dadurch erklärt werden, daß zu diesem Zeitpunkt unter Aufnahme von Wärme der gewünschte 1:1-Lithiumacetylid/Ammoniakkomplex gebildet wird, der für die optimale Reaktionsführung von so herausragender Bedeutung ist. Für die Steuerung des Prozesses kann dieses Verhalten nun sehr schön ausgenützt werden: Sobald die Temperatur nach Durchlaufen des Plateaus wieder zu steigen beginnt, liegt der Komplex in seiner günstigsten Form vor und sein Reaktionspartner, das Keton, kann nun zugeführt werden. Unter diesen neuen, für die gewünschte Umsetzung exakt optimierten Bedingungen gelingt es, die Harzbildung weitestgehend zu unterdrücken (Reduk-

Weniger Reststoffe durch Vermeidung, Rückführung und Verwertung

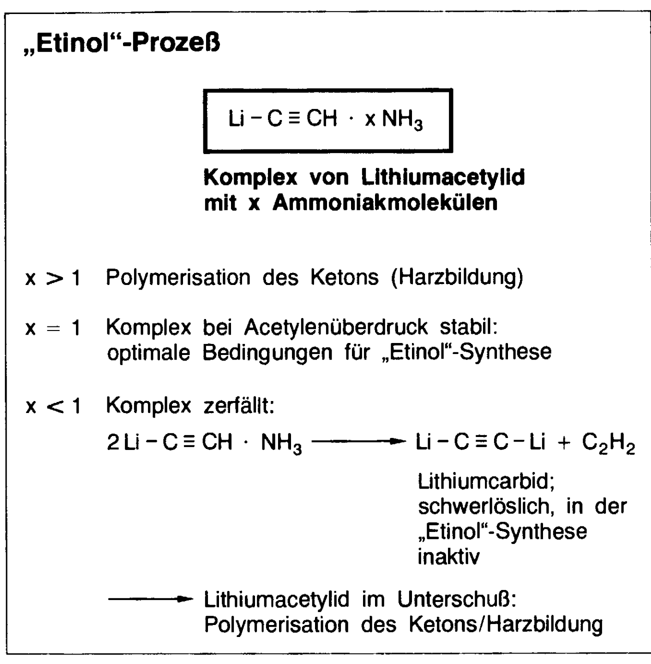


Abb. 3

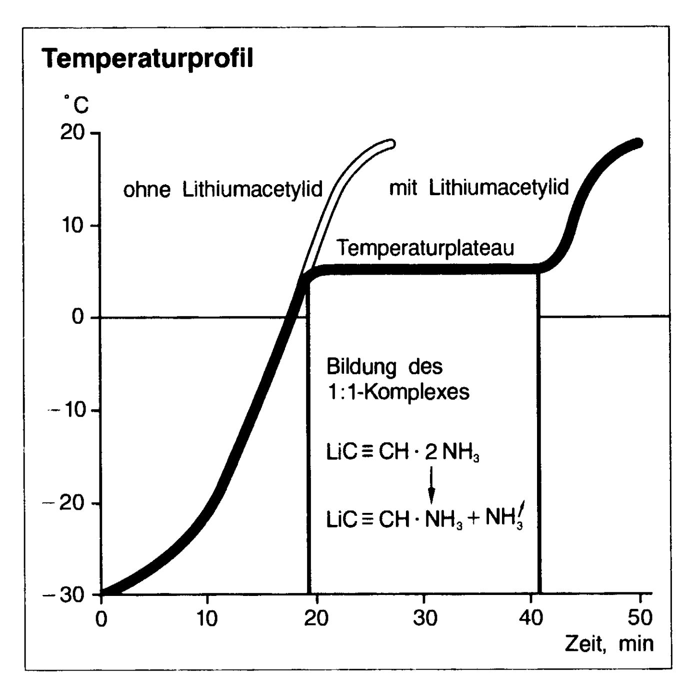


Abb. 4

tion um 82%) und so die Ausbeute bezüglich Keton von 82 auf 95% zu steigern.

Mit diesen reaktionstechnischen Verbesserungen war auch der Weg geebnet

- für die Lithiumrückgewinnung, die jetzt nicht mehr durch die Harze behindert wird,
- für die gesteigerte Rückgewinnung von Acetylen und Ammoniak und
- für die Energierückgewinnung durch Abgasverbrennung.

Lithiumrückgewinnung

Zur Verwertung der Lithiumverbindung im Abwasser bieten sich im Prinzip zwei Wege an: Entweder wird das Lithium in Form eines handelsüblichen Salzes isoliert und zum Verkauf angeboten, oder das „Lithiumabwasser" wird soweit aufbereitet, daß es beim Lithium-Hersteller zum Metall aufgearbeitet werden kann. Bei Roche entschied man sich für die zweite Variante. Die Verhandlungen mit einem Lithium-Hersteller ergaben, daß sich Lithiumhydroxid als wäßrige Lösung für diesen Zweck eignet, wobei aber Verunreinigungen durch organische Substanzen ausgeschlossen bleiben müssen.

Deshalb wird im modifizierten Prozeß „Etinol" nicht mehr mit verdünnter Schwefelsäure, sondern mit Wasser freigesetzt. Dabei bildet sich ein Zweiphasengemisch (Abb. 5). Das Produkt verbleibt fast quantitativ im organischen Lösungsmittel, und die Wasserphase enthält das Lithium in Form von Lithiumhydroxid. Nach einer vergleichsweise einfachen Aufarbeitung entspricht diese Wasserphase den Anforderungen für die Lithiumrezyklierung, so daß, gemessen am ursprünglichen Prozeß, ca. 86% Lithium eingespart werden können.

Acetylen- und Ammoniakrückgewinnung

Acetylen und Ammoniak werden in zwei Absorptionskolonnen mit flüssigem Ammoniak bzw. Wasser als Absorptionsmittel größtenteils zurückgewonnen, wobei in der Auslegung der Anlage den sicherheitstechnischen Aspekten in der Handhabung von Acetylen ein Hauptaugenmerk zu gelten hatte. Der Verbrauch von Acetylen konnte so auf weniger als die Hälfte, derjenige von Ammoniak auf ein Viertel gesenkt werden.

Ethen, das als Nebenprodukt anfällt (s. Abb. 1) und im Prozeß keine Wiederverwendung mehr findet, wird zur Energiegewinnung zusammen mit Restmengen von Acetylen und Ammoniak verbrannt.

Schlußfolgerungen

Der ökologische Vergleich des ursprünglichen mit dem neuen „Etinol"-Herstellungsprozeß, der vor einigen Jahren durch Umbau der bestehenden Anlage großtechnisch realisiert wurde, ist in der Tabelle nochmals zusammengefaßt. Graphisch ist dieser Vergleich als Stoff- und Energieflußdiagramm in Abbildung 6 dargestellt. Daraus ist ersichtlich, daß im neu-

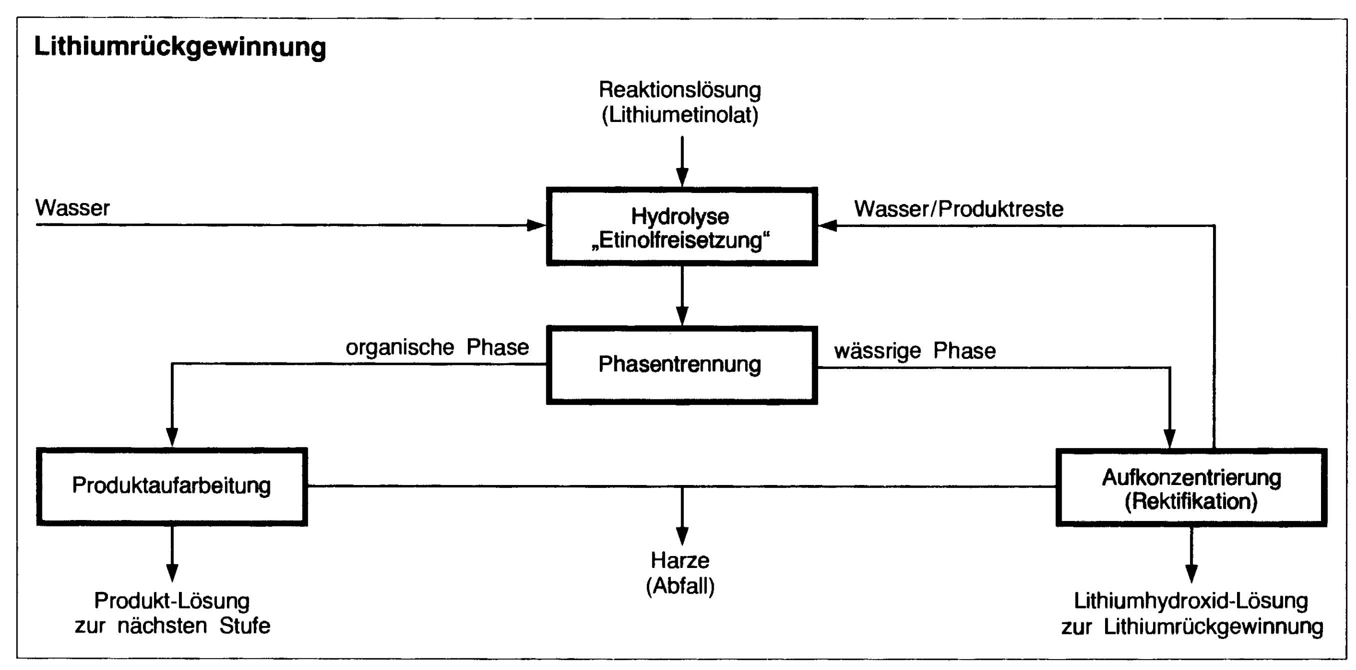


Abb. 5

en Verfahren alle vier Stufen des produktionsintegrierten Umweltschutzes zum Tragen kommen:

- Verminderung von Nebenprodukten (Harzen) in der eigentlichen chemischen Reaktion,
- prozeßintegriertes Recycling (Acetylen, Ammoniak),
- Verwertung im Produktionsverbund (Lithium) und
- energetische Verwertung (Ethen).

Ökologischer Vergleich alter/neuer „Etinol"-Prozeß

Vergleich	*vor*	*nach*	*Verbesserung*
Ausbeute bez. Keton	82,0%	95,0%	13,0%
bez. Lithium	68,0%	90,0%	22,0%
Rohstoffverbrauch			
Keton	100,0%	85,4%	14,6%
Lithium	100,0%	14,2%	85,8%
Acetylen	100,0%	48,4%	51,6%
Ammoniak	100,0%	24,1%	75,9%
Schwefelsäure	100,0%	–	100,0%
Lösungsmittel	100,0%	96,5%	3,5%
Rohstoffe Total	*100,0%*	*45,2%*	*54,8%*
Abfälle			
Harze	100,0%	17,6	82,4%
Li-Salz (Li-OH)	100,0%	1,7%	98,3%
Acetylen	100,0%	(28,0%)*	100,0%
Ammoniak	100,0%	24,1%	75,9%
Lösungsmittel	100,0%	(96,5%)*	100,0%
Verschiedene	100,0%	8,3%	91,7%
Abfälle Total	*100,0%*	*5,3%*	*94,7%*

* Zur Verbrennung
Einsparungen ca. 220 t Heizöl durch Abgasverbrennung

Dadurch konnte ein weitestgehend geschlossener Stofffluß realisiert werden, der sich sowohl hinsichtlich der Ökologie als auch hinsichtlich der Ökonomie des Prozesses äußerst positiv auswirkt.

Dieses Beispiel zeigt einerseits, wie groß das Verbesserungspotential eines chemischen Prozesses sein kann und wie es durch innovative Prozeßführung ausgeschöpft werden kann. Andererseits wird aber auch deutlich, daß in einem komplizierten chemischen Syntheseschritt Verbesserungen nicht erzwungen werden können, wenn konventionelle Recyclingverfahren aus irgendwelchen Gründen versagen. Dann muß – wie im „Etinol"-Prozeß – mit aufwendiger Forschungsarbeit versucht werden, das Problem in seinem Kern zu erkennen und zu lösen. Der zündende Gedanke des Entwicklers läßt sich nicht herbeibefehlen, die Wahrscheinlichkeit dazu aber durch geduldiges Sammeln von Erkenntnissen kontinuierlich steigern.

Literatur:
[1] H. Wiederkehr: Reduktion der Umweltbelastung durch Prozeßoptimierung in der chemischen Produktion, Chimia 40 (1986), S. 323 f.

Weniger Reststoffe durch Vermeidung, Rückführung und Verwertung

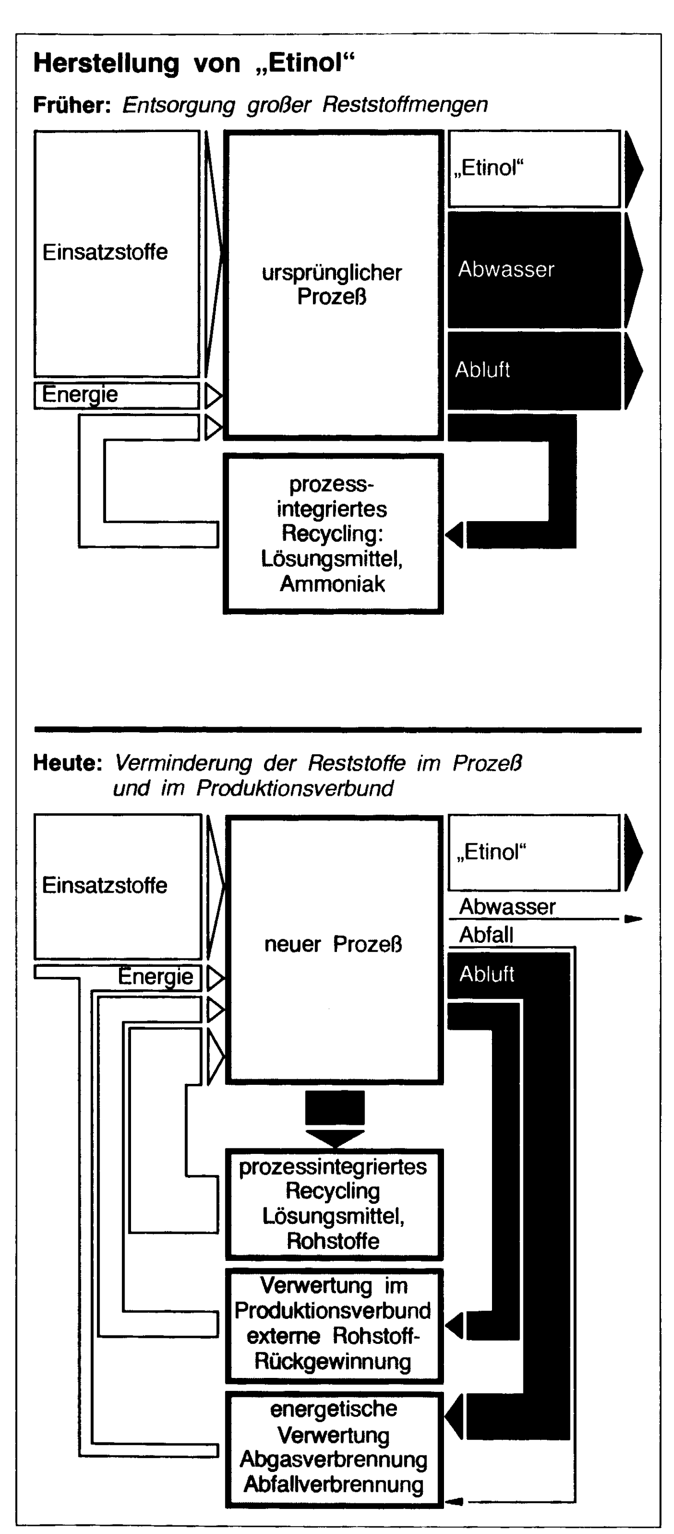


Abb. 6

Reststoffminderung bei der Synthese eines Alkohols

K. Wintermantel, W. Aquila, P. Hammes und G. Janisch*

- **Genaue Untersuchung der Reaktionskinetik liefert Kenntnis der Steuerungsparameter zur Minimierung der Nebenproduktbildung**
- **Vergleichende Betrachtung des Energieverbrauchs liefert Prozeßbedingungen für ein wirtschaftliches Optimum zwischen Vermeidung und energetischer Verwertung der Nebenprodukte**

Produkt

Als Beispiel einer Prozeßoptimierung in stofflicher, energetischer, ökologischer und nicht zuletzt ökonomischer Hinsicht soll die Synthese eines höheren Alkohols vorgestellt werden. Der Alkohol selbst ist wiederum Ausgangspunkt für zahlreiche Synthesen, die zu den unterschiedlichsten Riech- und Aromastoffen führen.

Stoffverbund

dezentrale Behandlung (Fackel)
Abgase
Olefin
Tanklager
Aldehyd
Tanklager
Alkohol-Anlage
Alkohol
Tanklager
Rückstände
Abwasser
energet. Verwertung (Verbrenn.)
Tanklager
zentrale Behandlung (Kläranl.)

Abb. 1

Verfahren und Problemstellung

Der Herstellprozeß sieht auf den ersten Blick sehr einfach aus (Abb. 1):
Durch kontinuierliche Umsetzung von Aldehyd mit Olefin wird in einer thermischen Additionsreaktion der gewünschte Alkohol erhalten.

Abbildung 2 zeigt das Fließbild der Anlage.

Flüssiges Olefin wird über ein System aus Gegenstromwärmeaustauscher, Dampf- und Elektrovorheizer kontinuierlich dem Reaktor zugeführt. In einem weiteren Vorheizer wird die Aldehydlösung erhitzt und unmittelbar vor dem Reaktor mit dem heißen Olefin vermischt.

Den Reaktoraustrag kühlt man über den Gegenstromwärmeaustauscher ab und arbeitet ihn anschließend in vier Rektifizierkolonnen auf. Da die Reaktion

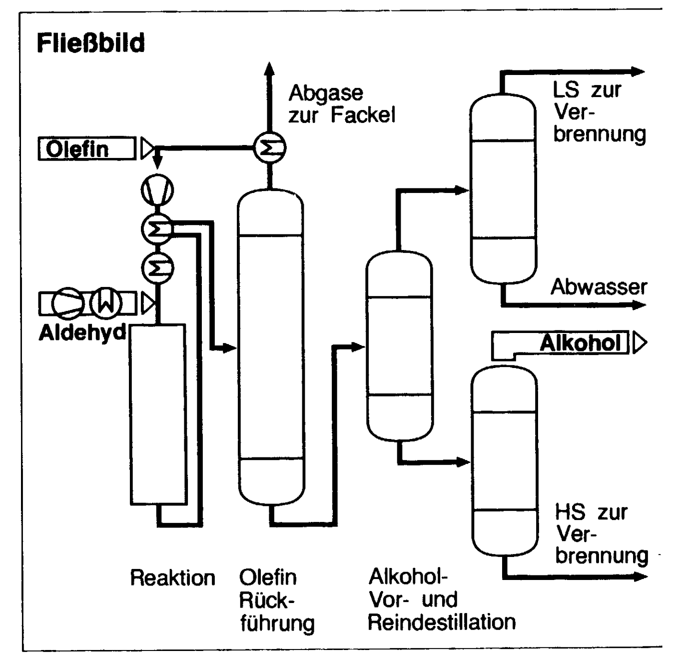


Abb. 2

* Dr.-Ing. K. Wintermantel, Dr. W. Aquila, Dr.-Ing. P. Hammes und Dr.-Ing. G. Janisch, BASF Aktiengesellschaft, 6700 Ludwigshafen/Rhein

Stoffliche und energetische Optimierung einer organischen Synthese

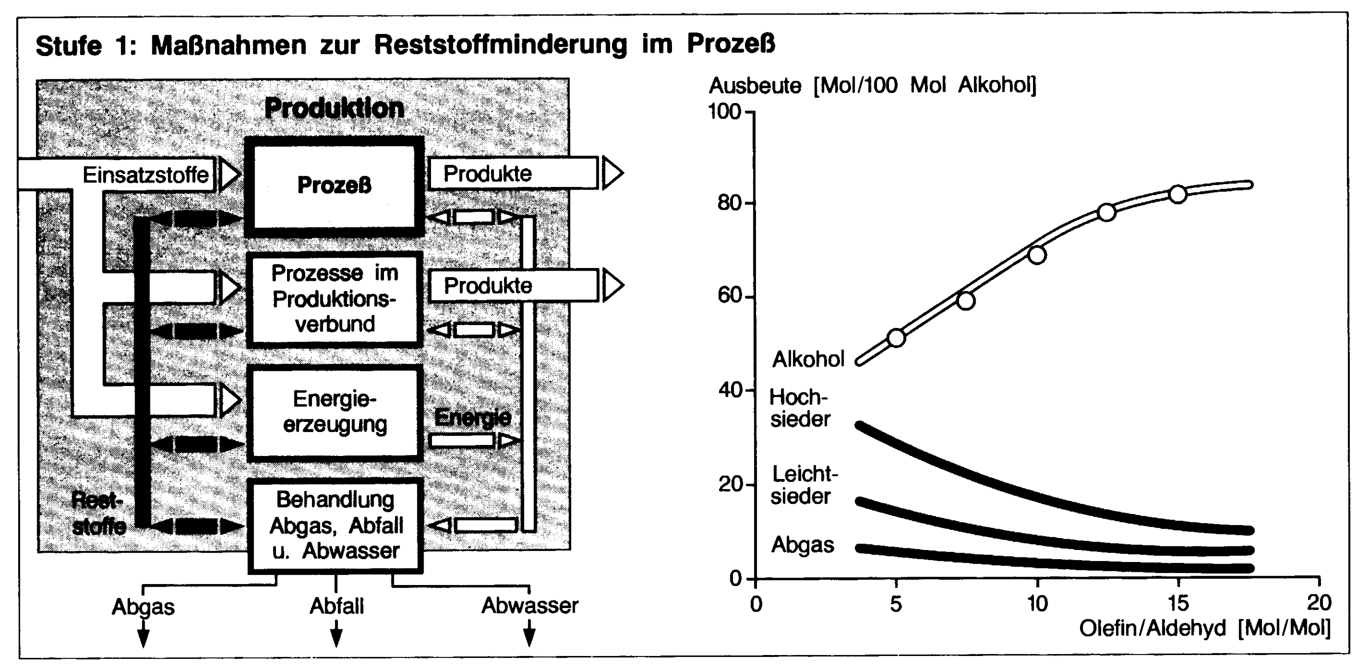


Abb. 3

bei hohem Olefinüberschuß durchgeführt wird, dient die erste Kolonne hauptsächlich der Abtrennung und Rückführung des Olefins.

Wie bei nahezu allen chemischen Prozessen treten jedoch auch bei der Alkohol-Synthese eine Reihe von Parallel- und Folgereaktionen auf, die die Ausbeute an Wertprodukt mindern und zur Bildung von Reststoffen führen. Entsprechend ihrer Flüchtigkeit und Löslichkeit lassen sich diese Nebenprodukte den folgenden Reststoffströmen zuordnen:

- Leichtsieder
- Hochsieder
- Abgas
- Abwasser

Leicht- und Hochsieder, der mengenmäßig größte Anteil bezogen auf das Wertprodukt, werden in den Alkohol-Destillationskolonnen abgetrennt, die in Wasser gelösten Nebenprodukte werden in der Leichtsieder-Abtrennkolonne und die Abgase in der Olefin-Rückführungskolonne entfernt.

Angesichts der Nebenreaktionen stellen sich nun die Fragen:

- Inwieweit lassen sich die Reststoffe reduzieren oder anderweitig sinnvoll verwerten?
- Wie ist die Synthese hinsichtlich des Reststoffanfalls optimal zu fahren?

Diese Fragen sollen im folgenden anhand des Vier-Stufen-Modells des „Produktionsintegrierten Umweltschutzes" erörtert werden.

Prozeßoptimierung nach dem 4-Stufen-Modell des produktionsintegrierten Umweltschutzes

Maßnahmen zur Minderung von Reststoffen

Gemäß Stufe 1 wurden zunächst die Reaktionsbedingungen näher untersucht, nämlich die Parameter

- Druck
- Temperatur
- Verweilzeit
- molares Verhältnis Olefin:Aldehyd

Hierbei zeigte sich, daß letzterem, also dem Molverhältnis Olefin:Aldehyd, eine dominierende Bedeutung im Hinblick auf die Ausbeute an Alkohol zukommt.

Die Abhängigkeiten der Ausbeute an Alkohol bzw. der Entstehung von Leicht- und Schwersiedern vom molaren Verhältnis Olefin:Aldehyd zeigt die Abb. 3. Hoher Olefinüberschuß drängt die Neben-Reaktion des Aldehyds deutlich zurück und vermindert die Folgereaktion des bereits gebildeten Alkohols zu Hochsiedern. Im untersuchten Bereich zwischen 5- und 20-fachem Olefinüberschuß steigt die Ausbeute von 50% auf 83% an; dies entspricht einer Minderung der Reststoffe von 36 kg auf 10 kg pro 100 kg Wertprodukt, also um 73%.

Die isolierte Betrachtung dieses Ergebnisses würde deshalb zunächst nahelegen, das Olefin:Aldehyd-Verhältnis möglichst hoch anzusetzen. Es ist jedoch klar, daß dann insbesondere die variablen Energiekosten und ebenso auch die investitionsgebundenen Kosten

Stoffliche und energetische Optimierung einer organischen Synthese

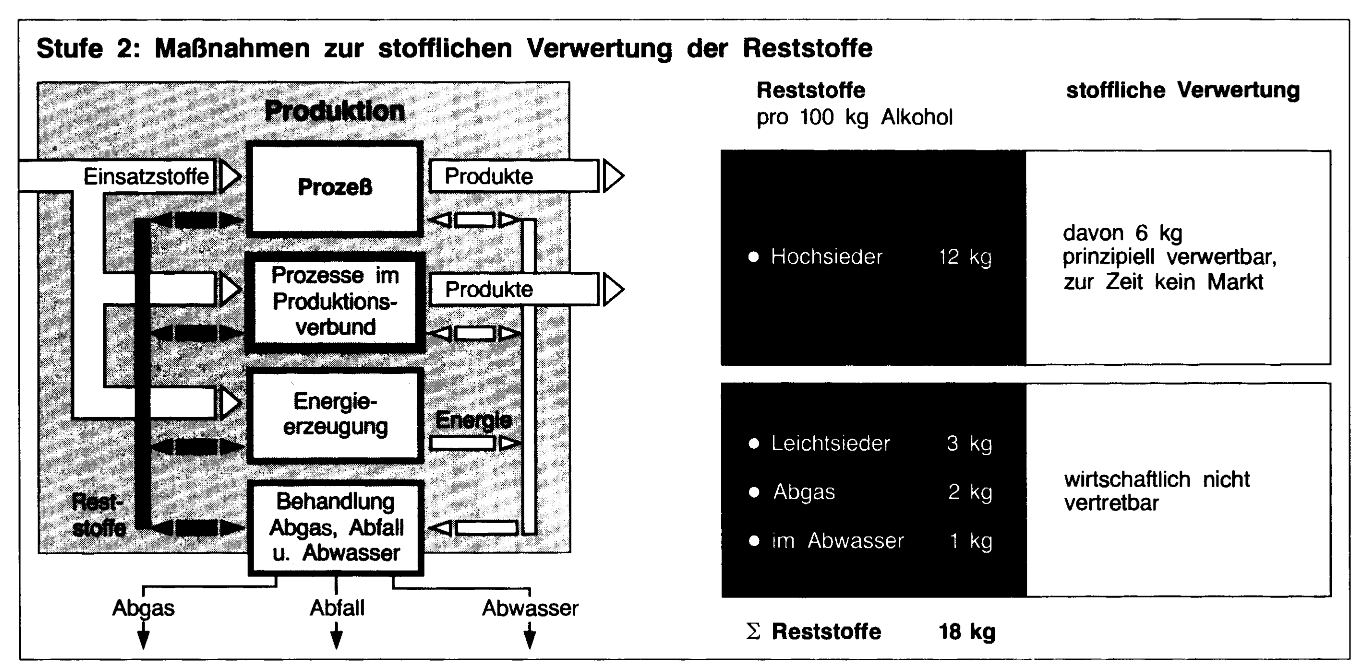


Abb. 4

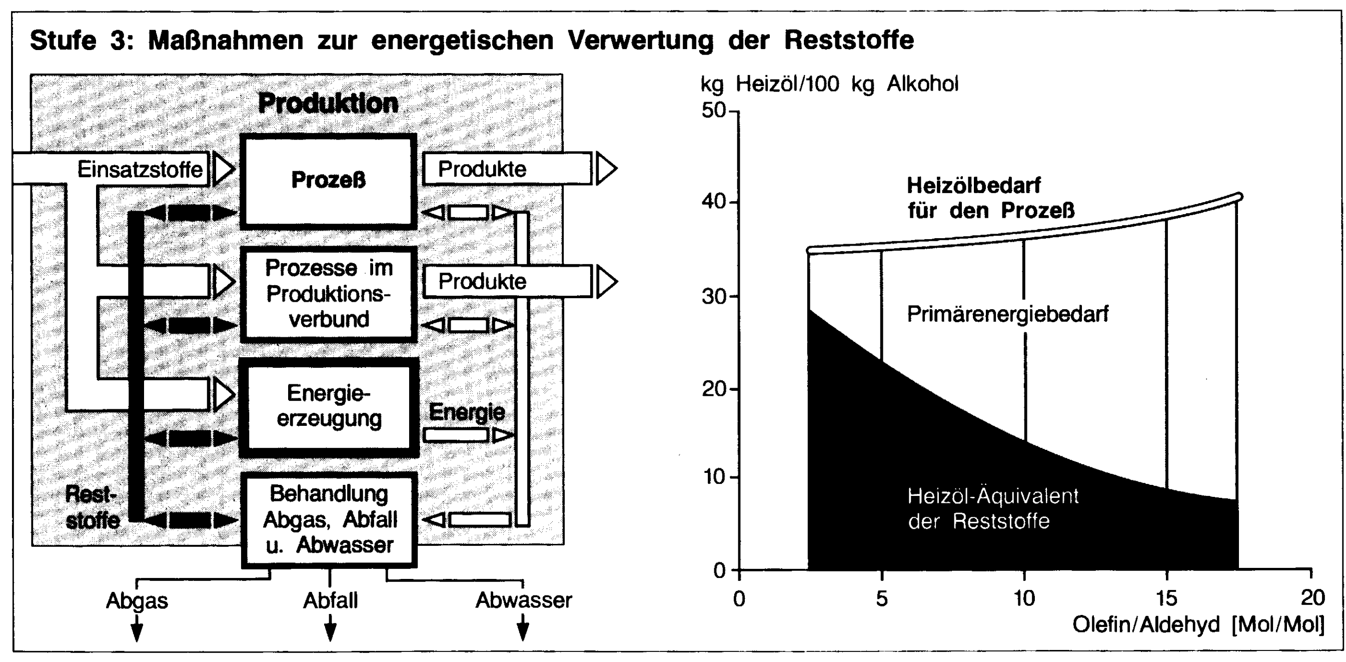


Abb. 5

ansteigen würden, weil der gesamte Olefinkreislauf mit Reaktor, Wärmeaustauschern, Verdichtern und der Olefinkolonne stark aufgebläht wird.

Für die Festlegung des optimalen Betriebspunktes muß im Sinne des produktionsintegrierten Umweltschutzes zuvor die Frage geklärt werden, ob und inwieweit die beim Prozeß entstehenden Reststoffe einer stofflichen oder energetischen Nutzung zugeführt werden können.

Stoffliche Verwertung der Reststoffe

Nach unserem heutigen Kenntnisstand käme die Verwertung eines Teils der Hochsieder zwar prinzipiell in Frage, jedoch existiert für diese Produkte z. Z. kein Markt. Eine stoffliche Verwertung der in den Leichtsiedern, im Abgas und im Abwasser enthaltenen Produkte ist wirtschaftlich nicht vertretbar (siehe Abb. 4).

Energetische Verwertung der Reststoffe

Nach dem Vier-Stufen-Modell ist als nächster Schritt

Stoffliche und energetische Optimierung einer organischen Synthese

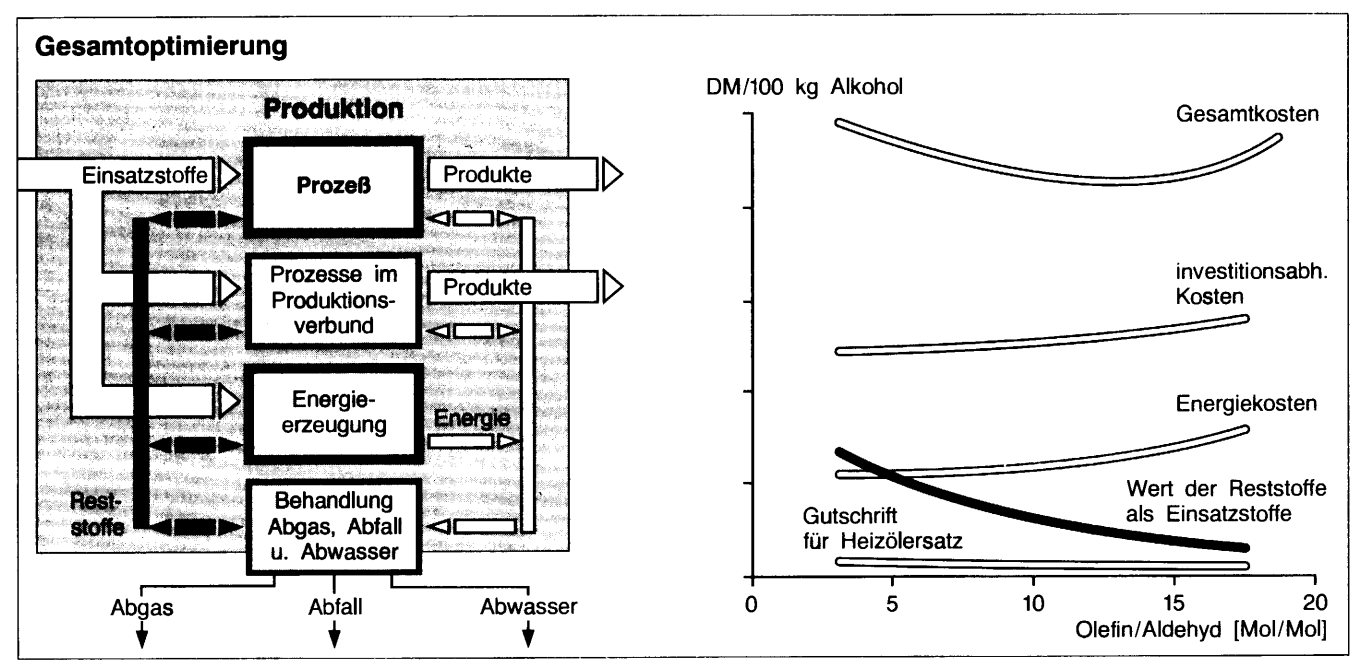


Abb. 6

die energetische Verwertung der Reststoffe zu betrachten.

Die bei der Synthese anfallenden flüssigen organischen Reststoffe besitzen einen Heizwert von ca. 29 000 kJ/kg und stellen einen hochwertigen, schwefelfreien Heizölersatz dar. Um zu verdeutlichen, daß es hierbei nicht um vernachlässigbare Energiemengen geht, ist in Abb. 5 ein Vergleich des Heizöläquivalents der Reststoffe mit dem Heizölbedarf für den Gesamtprozeß dargestellt, und zwar unter Berücksichtigung der verschiedenen Wirkungsgrade für die Energieerzeugung (Dampf 82,5%, Strom 40%).

Während also die mengenmäßige, stoffliche Betrachtung die Wahl eines möglichst hohen Olefin:Aldehyd-Verhältnisses nahelegt, zeigt sich nun, daß der Energiebedarf und die mögliche Nutzung der Reststoffe als Heizölersatz beziehungsweise der aus der Differenzbildung resultierende Primärenergiebedarf ein geringeres Verhältnis sinnvoll erscheinen lassen.

Wo der optimale Betriebspunkt festzulegen ist, kann demzufolge nur eine Gesamtbetrachtung zeigen, bei der eine kostenmäßige Bewertung der einzelnen Energie- und Stoffströme vorgenommen werden muß.

Gesamtoptimierung

Das Ergebnis dieser Optimierung ist in Abb. 6 dargestellt. Es berücksichtigt die Investitionskosten, die Energiekosten, den Wert der Reststoffe, berechnet als Einsatzstoffe, sowie die möglichen Gutschriften für den kraftwerksfähigen Anteil der Reststoffe. Die resultierende Kostenfunktionskurve durchläuft ein Minimum bei einem Olefin:Aldehydverhältnis von 13, das den optimalen Betriebspunkt darstellt. Dieser Betriebspunkt gilt für den hinsichtlich des Wärmeverbunds optimierten Prozeß. Ohne Wärmeverbundmaßnahmen würde der optimale Betriebspunkt bei ca. 10 liegen und damit einen ca. 40% höheren Reststoffanfall im Prozeß bedingen. Würde auf die Nutzung der Reststoffe als Heizölersatz verzichtet, so ergibt sich bei Berücksichtigung entsprechender Entsorgungskosten ein optimaler Betriebspunkt von 15. Der Primärenergiebedarf würde in diesem Falle von 26 auf 36 kg Heizöl/100 kg Alkohol ansteigen.

Zusammenfassung

Die stoffliche und energetische Gesamtbilanz zeigt Abb. 7. Danach werden bei der technischen Alkohol-Synthese nach einer Gesamtoptimierung des Verfahrens pro 100 kg Wertprodukt 18 kg Reststoffe erzeugt; eine stoffliche Verwertung dieser Reststoffe ist z. Z. nicht möglich. 15 kg werden als schwefelfreier Heizölersatz zur Energieerzeugung eingesetzt. 2 kg Reststoffe im Abgas werden in der betriebseigenen Fackel mit einem Ausbrandwirkungsgrad von >99,5% verbrannt. 1 kg organische Reststoffe im Abwasser werden der biologischen Kläranlage zugeführt und dort als leicht abbaubare Stoffe eliminiert.

Stoffliche und energetische Optimierung einer organischen Synthese

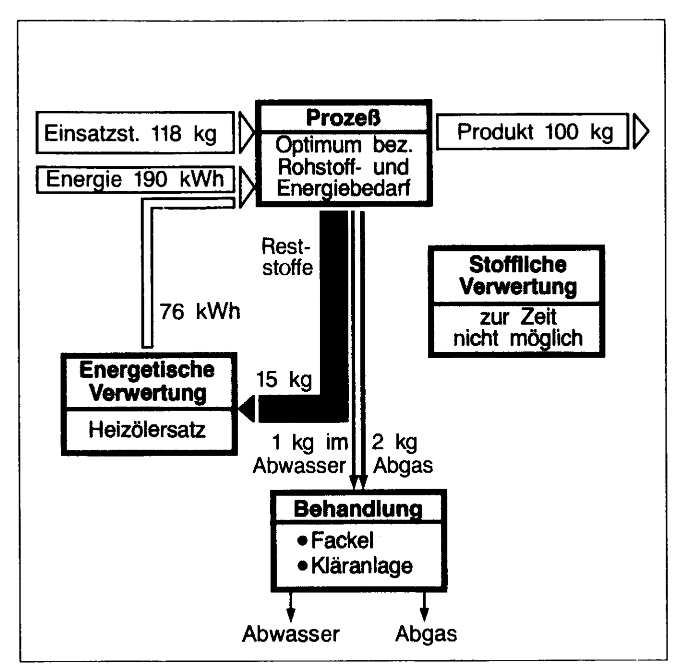


Abb. 7

Vermeidung einer energieaufwendigen Entsorgungslösung

Gewinnung von Maleinsäureanhydrid aus Abwasser der Phthalsäureanhydrid-Produktion

H. Lenz, M. Molzahn und D. W. Schmitt*

- **Wertstoff-Rückgewinnung aus Produktionsabwasser (Synthese-Nebenprodukt)**
- **Kreislaufführung des restlichen Produktionsabwassers ermöglicht abwasserfreie Produktionsweise**

Anwendung der Produkte

Phthalsäureanhydrid (PSA) ist ein wichtiges Zwischenprodukt zur Herstellung von Phthalatweichmachern, Alkyd- und Polyesterharzen und zahlreichen Feinchemikalien. Das bei der Herstellung von PSA zwangsläufig anfallende Maleinsäureanhydrid (MSA) findet vorwiegend Verwendung in Polyesterharzen und Wasch- und Lackrohstoffen.

Bisheriges Verfahren

In einer stark exothermen Gasphasenreaktion fallen bei der Oxidation von o-Xylol mit Luft neben dem gewünschten Produkt Phthalsäureanhydrid (PSA)

$$C_6H_4(CH_3)_2 + 3\,O_2 \longrightarrow C_6H_4(CO)_2O + 3\,H_2O$$

o-Xylol PSA

auch noch durch teilweisen Abbau des o-Xylols Maleinsäureanhydrid (MSA) und Kohlendioxid an.

$$C_6H_4(CH_3)_2 + 7{,}5\,O_2 \longrightarrow (HC{-}CO)_2O + 4\,CO_2 + 4\,H_2O$$

o-Xylol MSA

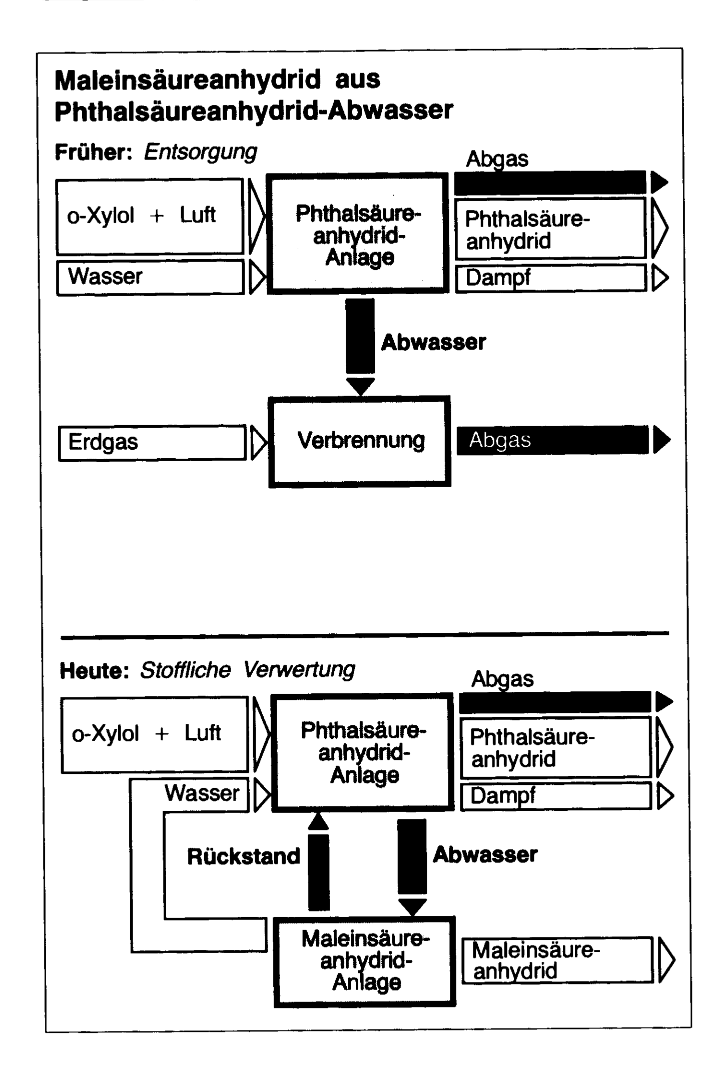
Phthalsäureanhydrid wird durch partielle Desublimation aus dem Reaktionsgas abgeschieden. Danach wird das Abgas in einer Wäsche gereinigt. Dabei fällt ein konzentriertes, organisch beladenes Abwasser an, das in der Vergangenheit mit erheblichem Energieaufwand verbrannt wurde.

Stoffliche Verwertung der Abwasserinhaltsstoffe

Seit über 15 Jahren wird dieses Waschwasser in einem eigens entwickelten Verfahren [1] so aufgearbeitet, daß einmal MSA als Wertprodukt gewonnen wird, zum anderen aber das Wasser wieder in der Abgaswäsche der PSA-Anlage eingesetzt werden kann. Die organischen Rückstände werden unter Energienutzung in der PSA-Anlage verbrannt. Neben der zusätzlichen Wertstoffgewinnung von ca. 50 kg MSA je Tonne PSA hat das PSA/MSA-Verfahren noch den Vorteil, daß es nahezu abwasserfrei arbeitet.

* Dr.-Ing. H. Lenz, Dr.-Ing. M. Molzahn und Dr.-Ing. D. W. Schmitt
BASF Aktiengesellschaft, 6700 Ludwigshafen/Rh.

Vermeidung einer energieaufwendigen Entsorgungslösung



Literatur:
[1] Hydrocarbon Processing 54 (1983) Nr. 8, S. 107/109

Vermeidung einer energieaufwendigen Entsorgungslösung

Neue Produkte aus Abfallcarbonsäuren der Adipinsäureproduktion

H. Lenz, M. Molzahn und D. W. Schmitt*

- **Neues Verfahren: Umsetzung der Nebenprodukte einer organischen Synthese zu verkaufsfähigem Wertstoff, dadurch weitgehende Verminderung der ursprünglichen Rückstandsmenge**

Verwendung von Adipinsäure und Dicarbonsäuregemisch

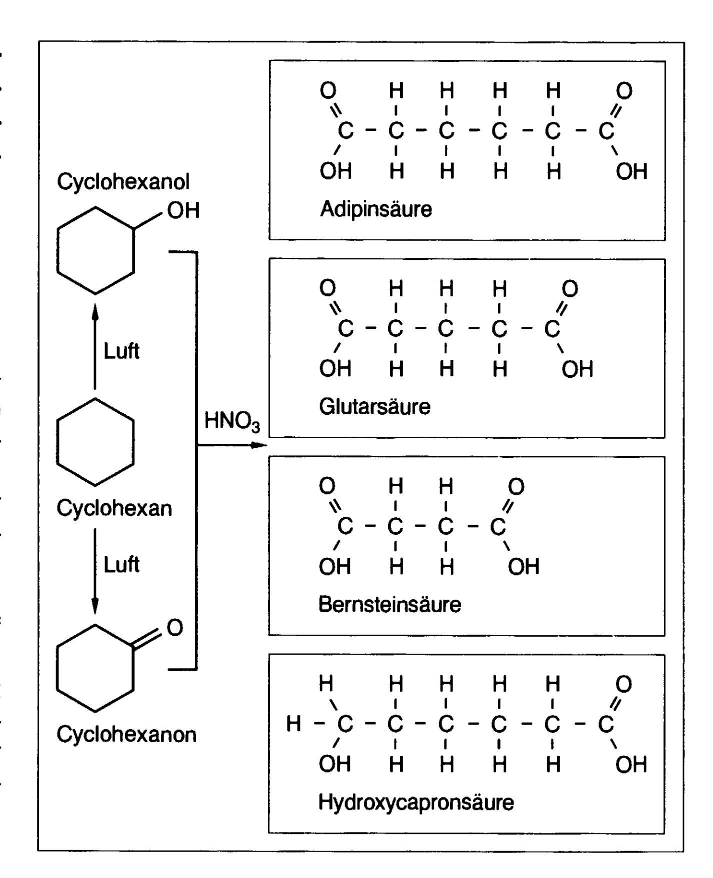
Die größte Bedeutung hat Adipinsäure für die Herstellung von Nylon 6.6. Neben dieser hauptsächlichen Verwendung werden Ester der Adipinsäure mit Polyalkoholen für Alkydharze und technische Kunststoffe verwendet. Andere Ester werden als Weichmacher für Kunststoffe oder Schmiermitteladditive eingesetzt.

Bei der Produktion von Adipinsäure fällt als Reststoff ein Dicarbonsäuregemisch an, das in einem eigenen Verfahren zu einem verkaufsfähigem Produkt veredelt wird. Eingesetzt wird es vorwiegend als Säuerungsmittel, z. B. für Klarspüler, als Säurekomponente für Polyesterole und als Hilfsmittel in der Lackherstellung, um die Fließeigenschaften der Lacke bei deren Verarbeitung zu erhöhen.

Herstellung von Adipinsäure

Cyclohexan wird bei 125 bis 165 °C und 8 bis 15 bar in der Flüssigphase mit Luft katalytisch zum Cyclohexanol/Cyclohexanon-Gemisch oxidiert. In einer zweiten Stufe wird dieses Gemisch mit Salpetersäure oxidiert und Adipinsäure mit bis zu 95%iger Selektivität erhalten.

Nebenprodukte sind dabei im wesentlichen Glutar-, Bernstein- und Hydroxycapronsäure, die als wäßrige Säurelösungen anfallen. Früher wurden diese Säuregemische gesammelt und unter Energieaufwand verbrannt.



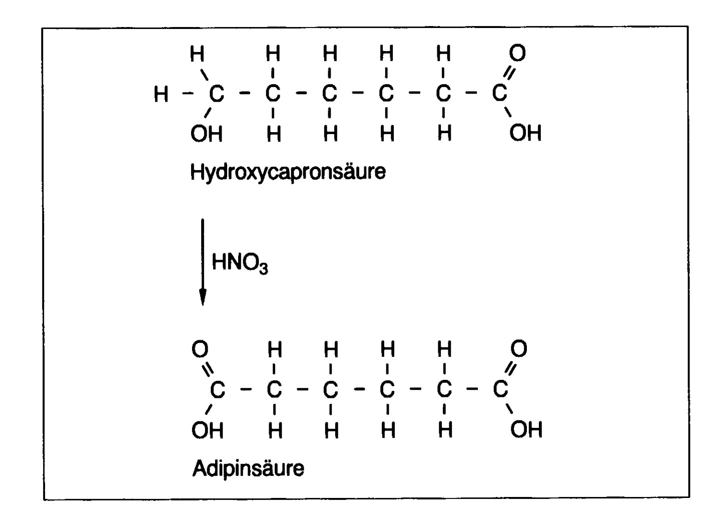
Gewinnung des Dicarbonsäuregemisches

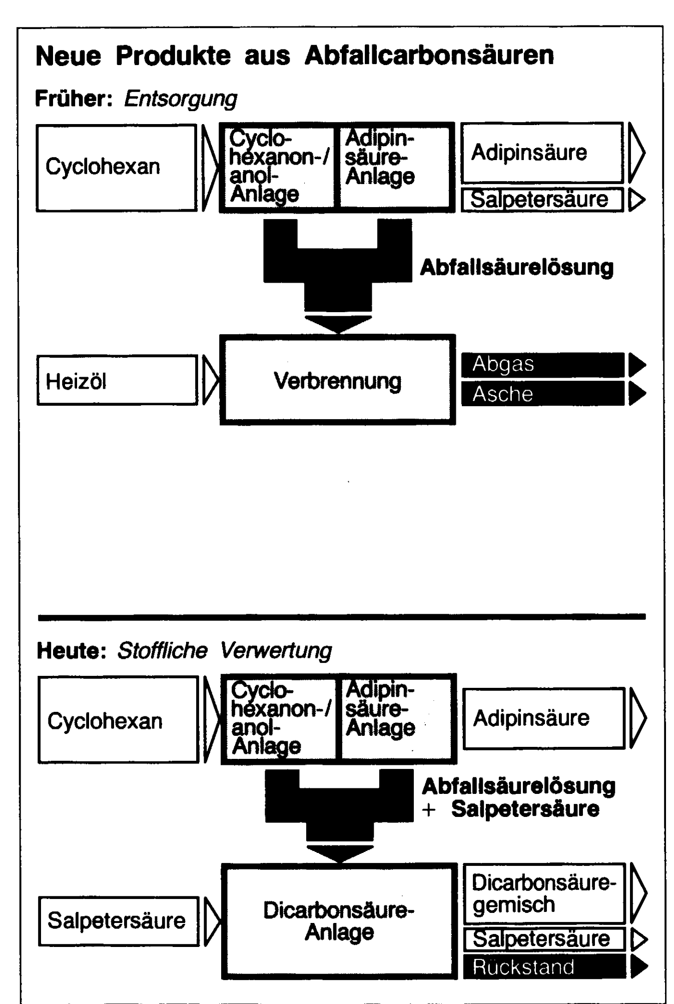
Heute wird aus den Abfallsäure-Lösungen zunächst der Wertstoff Adipinsäure auskristallisiert und zurückgewonnen. Die Mutterlaugen, die bei dieser Kristallisation anfallen, enthalten neben Resten von Adipinsäure vorwiegend Bernsteinsäure, Glutarsäure und Hydroxycapronsäure. Letztere wird mit Salpetersäure zu Adipinsäure oxidiert.

In einer anschließenden Rektifikation werden Salpetersäure und Wasser abgetrennt. Nach weiterer thermischer Behandlung und Destillation wird das so erzeugte Dicarbonsäure-Gemisch als Verkaufsware konfektioniert. Nur der bei der Destillation noch anfallende Rückstand wird verbrannt.

* Dr.-Ing. H. Lenz, Dr.-Ing. M. Molzahn und Dr.-Ing. D. W. Schmitt
BASF Aktiengesellschaft, 6700 Ludwigshafen/Rh.

Vermeidung einer energieaufwendigen Entsorgungslösung





Recycling eines Koppelprodukts

Verwertung des bei der Herstellung von Isocyanaten anfallenden Chlorwasserstoffs zur Rückgewinnung von Chlor

E. Kiwitt*

- **Rückgewinnung von Chlor aus dem Koppelprodukt Chlorwasserstoff ermöglicht Kreislaufführung des Chlors im Produktionsprozeß**
- **Vermeidung eines salzhaltigen Abwasserstroms**

Anwendungsgebiet von Isocyanaten

Isocyanate dienen als Rohstoffe zur Herstellung von Polyurethan-Schaumstoffen, -Klebstoffen, -Elastomeren und -Lacken sowie zur Produktion von Pflanzenschutzmitteln. Als Beispiel soll das Verfahren zur Herstellung von Toluylendiisocyanat (TDI) dienen. Hier entsteht bei der Phosgenierung des Zwischenproduktes Toluylendiamin (TDA) zu Toluylendiisocyanat (TDI) gemäß der Summengleichung

$$TDA + 2\,COCl_2 \rightarrow TDI + 4\,HCl$$

zwangsläufig das Koppelprodukt Chlorwasserstoff (HCl) in einer Menge von ca. 0,85 t je Tonne Produkt (TDI). Würde der Chlorwasserstoff nicht anderweitig als Wertstoff eingesetzt oder zur Chlorrückgewinnung verwertet, müßte er mit Natronlauge oder Kalk neutralisiert werden. Dabei entsteht salzhaltiges Abwasser, das die Fließgewässer stark belasten würde.

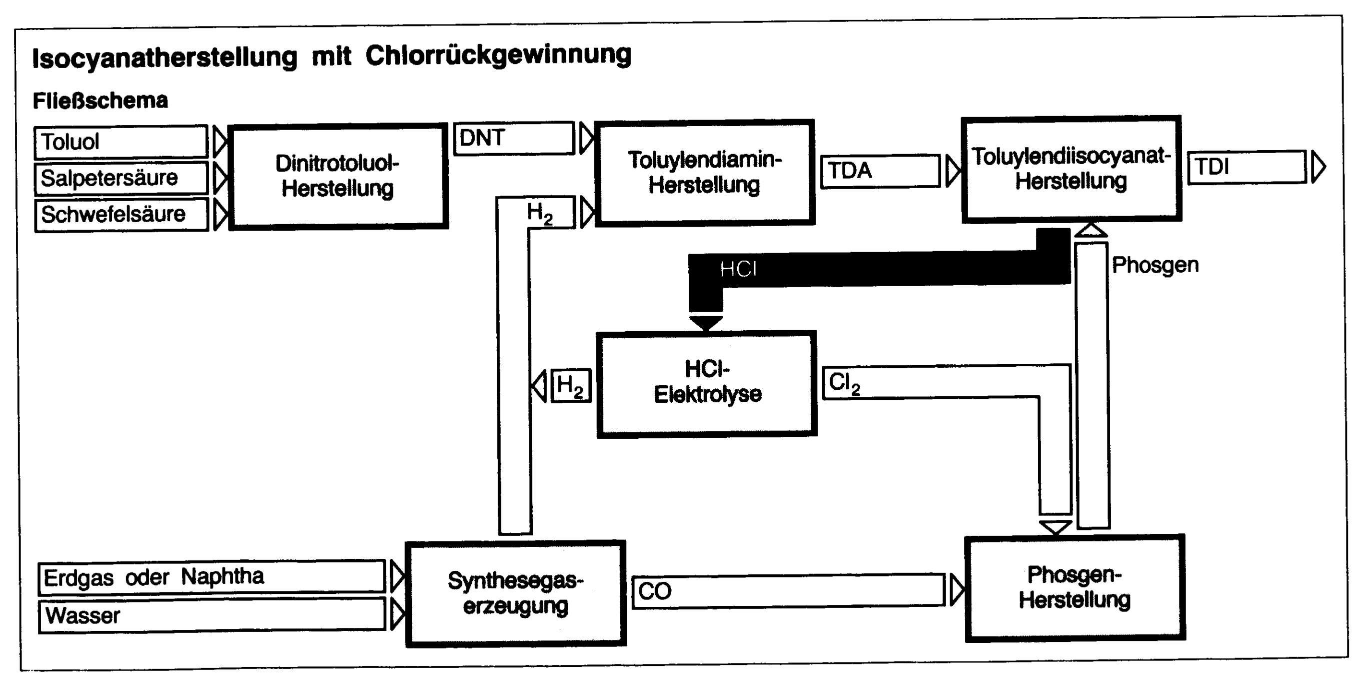


Abb. 1

Problemstellung

Wie bei vielen chemischen Prozessen fällt auch bei der Herstellung von Isocyanaten Chlorwasserstoff bzw. Salzsäure als Nebenprodukt an [1]. Als Beispiel soll das Verfahren zur Herstellung von Toluylendiiso-

Problemlösung – Darstellung und Bewertung

Zur Vermeidung der oben beschriebenen Umweltbe-

* Dipl.-Ing. E. Kiwitt, Bayer AG, 5090 Leverkusen

Recycling eines Koppelprodukts

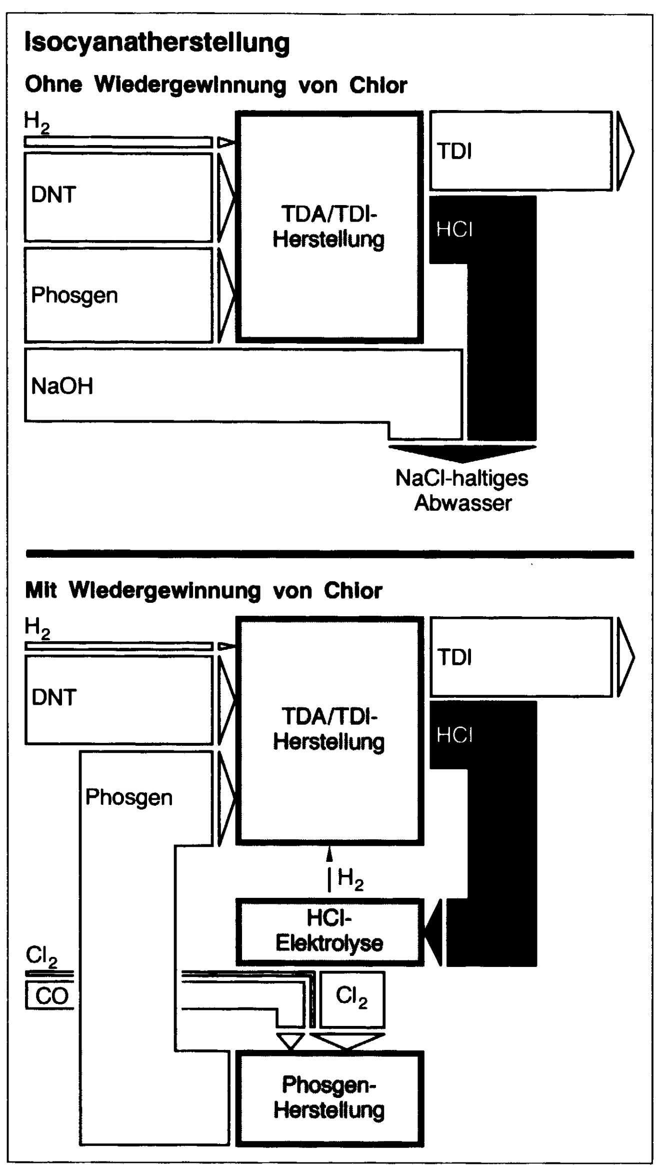


Abb. 2

lastung wurde ein Rückgewinnungsverfahren entwikkelt, mit dessen Hilfe aus Chlorwasserstoff u. a. der Wertstoff Chlor zurückgewonnen und in den Prozeß wieder eingesetzt wird (siehe Abb. 1).

Dabei wird das bei der Phosgenierung des TDA anfallende Prozeßabgas, das neben HCl-Gas noch Spuren von organischen Bestandteilen enthält, nach adiabatischer Absorption in Wasser einer HCl-Elektrolyse zugeführt. Dort findet eine Zerlegung in Chlor und Wasserstoff statt. Nach entsprechender Reinigung kann der Wertstoff Chlor der Produktion zur Phosgenherstellung wieder zugeführt werden. Die Rückführungsmenge deckt dabei mit 97–98% nahezu den gesamten für die Prozeßdurchführung erforderlichen Chlorgasbedarf ab.

Auch der bei der Elektrolyse anfallende Wertstoff Wasserstoff ist bei der Herstellung des Vorproduktes TDA einsetzbar. Somit kann die Gesamtmenge des anfallenden Chlorwasserstoffes nach Aufarbeitung in der HCl-Elektrolyse der Produktion zugeführt werden.

Bei Verzicht auf das praktizierte Rückgewinnungsverfahren würde durch Neutralisation mit Natronlauge die Salzfracht des zu entsorgenden Abwassers ca. 1,35 t je Tonne Produkt betragen.

Das geschilderte Recyclingkonzept ist weltweit in 5 Anlagen bei Bayer realisiert und hat sich in langjährigem Einsatz bestens bewährt.

Das vereinfachte Mengenflußdiagramm Abb. 2 veranschaulicht die Bedeutung der Anwendung des Recyclingkonzeptes gegenüber dem Verfahren ohne Wertstoffrückgewinnung.

Literatur:

[1] K.-H. Eisenmann, K.-F. Zenner: Isocyanate. Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie, Bd. 13, 4. Auflage (1977), S. 347 f.

Vermeidung und Verwertung von Reststoffen aus der Titandioxidproduktion

F. Wagener, J. Wiesner*

- **Rohstoffaufschluß mit Schwefelsäure („Sulfat-Verfahren") führte zu großen Mengen verdünnter Abfallsäure. Problemlösung durch Vermeidungs- und Verwertungsstrategie des Unternehmens**
- **Soweit möglich: Umstellung der Produktion auf abfallarmes Herstellungsverfahren („Chlorid-Verfahren"). Grenzen durch Rohstoffanforderungen und Produktspezifikation**
- **Entwicklung und Einsatz eines Dünnsäure-Aufbereitungsverfahrens ermöglicht Wiedereinsatz der Abfallsäure beim Rohstoffaufschluß nach dem Sulfat-Verfahren**
- **Beide Lösungen zusammen führten zur Beendigung der Dünnsäureeinbringung in die Nordsee ab Ende 1989**

Anwendung von Titandioxid

Titandioxid findet vielfältige Anwendungen als Weißpigment in Produkten, denen wir täglich begegnen [1]. Mehr als die Hälfte geht in die Produktion von Farben und Lacken: z. B. Farben für Hausanstriche und Innenräume, für Straßenmarkierungen und Verkehrsschilder, für Druckfarben, Lacke für die Beschichtung von Blechen für Autos, für Küchengeräte, Möbel etc. Man setzt es ein, um Erzeugnisse aus Kunststoffen und Gummi einzufärben und ihre Gebrauchseigenschaften zu verbessern, z. B. für Bodenbeläge, Fensterprofile, Steckdosen, Folien, für Gummistiefel, Badehauben, für die Mattierung synthetischer Textilfasern und um die Eigenschaften von Papieren zu verbessern. Auch die weiße Farbe keramischer oder emaillierter Produkte, z. B. von Waschbecken und Badewannen, ist auf Titandioxid zurückzuführen. Bei der Herstellung von Kosmetikartikeln, z. B. Zahnpasta, Lippenstifte, Cremes, macht man gleichfalls davon Gebrauch.

Herkömmliche Verfahren und Problemstellung

Titandioxid kommt in der Natur überwiegend zusammen mit Eisenerz als sog. *Ilmenit* (Titaneisen $FeTiO_3$) vor. Demgegenüber sind die natürlichen Vorkommen von kristallinem Titandioxid (z. B. *Rutil, Anatas*) sehr viel seltener. Ilmenit enthält nur ca. 18% Titandioxid, daraus hergestellte Konzentrate enthalten 40–50%. Durch Schmelzen von Ilmenit im Elektroofen erhält man eine eisenarme Titanschlacke mit 70–85% Titandioxid (weltweit nur zwei Anlagen). Der Titandioxidgehalt von Naturrutil liegt bei 95%.

Um das Titandioxid in reiner Form zu gewinnen, muß man es auf chemischem Wege von seinen Begleitstoffen abtrennen. Dies geschieht bei Ilmenit und bei Titanschlacke durch Erzaufschluß mit Schwefelsäure von hoher Konzentration, deshalb der Name Sulfat-Verfahren, und bei Rutil durch Umwandlung des Titans in seine flüchtige Chlorverbindung (deshalb der Name Chlorid-Verfahren).

Wichtig ist auch, daß für die Verwendung des Titandioxids als Pigment – je nach Einsatzzweck – die Kristallform des Rutil oder des Anatas erforderlich ist. Mit dem Sulfatprozeß lassen sich beide Kristallformen erzeugen, mit dem Chloridprozeß nur die des Rutil. Auch aus diesem Grund sind beide Verfahren nicht beliebig austauschbar.

Sulfat-Verfahren

Bei diesem Verfahren (Prinzipschema siehe Abb. 1) werden die beiden Haupt-Rohstoffbestandteile Titan und Eisen durch den Aufschluß mit hochprozentiger Schwefelsäure als Salze gelöst (Sulfate). Besonders viel Eisensulfat geht bei Einsatz des Rohstoffs Ilmenit in Lösung. In diesem Fall kann ein Teil des Eisensulfats durch Abkühlen der Aufschlußlösung als sog. Grünsalz ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) auskristallisiert und abgetrennt werden. Aus der von Grünsalz befreiten Lö-

* Dr. F. Wagener, Kronos International, Inc., 5090 Leverkusen;
Dr. J. Wiesner, DECHEMA, 6000 Frankfurt am Main 97.

sung bringt man das Titan durch Eindampfen und Einleiten von Dampf als Oxidhydrat zum Ausfällen. Nach Abtrennen dieses Zwischenprodukts bleibt nach herkömmlicher Verfahrensweise eine ca. 18%ige Abfallschwefelsäure, die sog. Dünnsäure, zurück. Sie enthält auch das restliche Eisensulfat und die Sulfate anderer Begleitmetalle.

Insgesamt fielen beim Sulfatprozeß pro t gewonnenem Titandioxid nach der ursprünglichen Verfahrensweise ca. 8 t Dünnsäure an.

Aus dem Zwischenprodukt erhält man durch Waschen, Glühen, Mahlen und Nachbehandeln das verkaufsfähige Pigment.

Bei der Wäsche des Produkts und der nassen Abgasreinigung entsteht darüber hinaus eine größere Menge schwach saurer Abwässer.

Chlorid-Verfahren

Bei diesem Verfahren (Prinzipschema siehe Abb. 2) setzt man hochprozentigen Rutil oder Titanschlacke in Gegenwart von Koks bei hoher Temperatur mit Chlor um. Man nutzt dabei die Fähigkeit des Titans, mit Chlor eine recht niedrig siedende Verbindung einzugehen, (Titantetrachlorid), die sich leicht durch Destillation reinigen läßt. Durch Verbrennen dieser Verbindung mit reinem Sauerstoff erhält man dann das Titandioxid. Hierbei wird das Chlor wieder freigesetzt und in den Chlorierungsprozeß zurückgeführt.

Als Rückstände des Verfahrens fallen neben Koksresten auch wasserlösliche Chlorverbindungen der Begleitmetalle an (Chloride). Letztere wurden in der Vergangenheit aus dem Prozeßabwasser als Hydroxide ausgefällt und deponiert. Die Prozeßabwassermenge liegt bei lediglich ca. 1 m^3 pro t. Darüber hinaus fallen auch bei diesem Verfahren sehr schwach belastete Waschwässer an.

Das Dünnsäureproblem [1,2]

Obwohl die ersten Anlagen zur Aufbereitung von Dünnsäure in der chemischen Industrie der Bundesrepublik Deutschland bereits Ende der 50er Jahre bestanden, erzwangen in der Titandioxidindustrie die besonderen technischen Schwierigkeiten eine einfachere und damit schneller zu realisierende Möglichkeit zur Beseitigung von Dünnsäure.

Für die direkte Einbringung der Dünnsäure ins Meer sprachen die natürliche Neutralisationskraft des Meerwassers und sein natürlicher Salzgehalt. Die Neutralisation der großen Säuremengen mit Kalk hätte zu großen Mengen an Gips und Eisenhydroxid-Schlamm geführt und damit die Dünnsäureproblematik in ein Deponieproblem verwandelt.

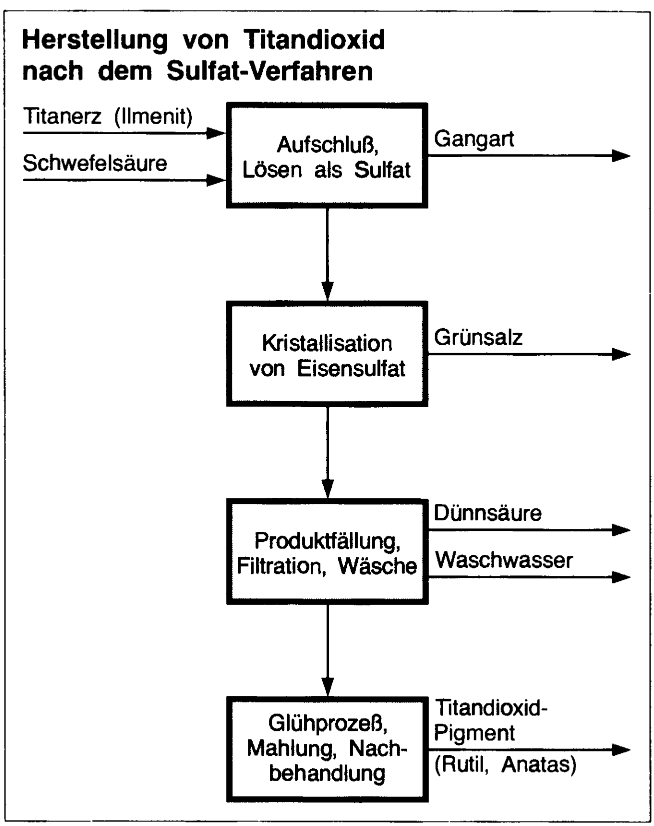


Abb. 1

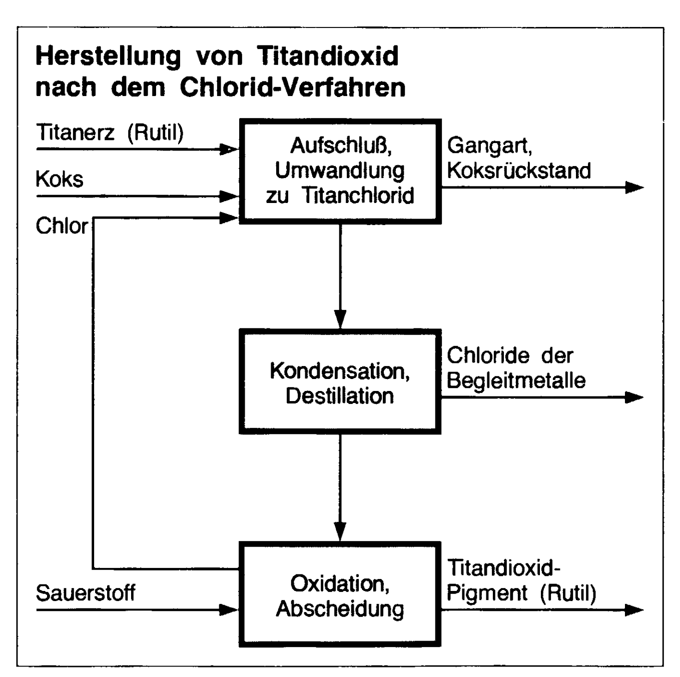


Abb. 2

Das Einbringen der Dünnsäure erfolgte durch Einleiten in den Schraubenstrahl des fahrenden Tankschiffes, so daß für eine rasche Verdünnung und Neutralisation gesorgt war. Dieses Verfahren unterlag in Deutschland von Anfang an strengen Sicherheits- und Kontrollmaßnahmen. Außerdem wurde es durch

Ende der Dünnsäureeinbringung durch Vermeidungs- und Verwertungsstrategie

ausgedehnte chemisch-physikalische und biologische Untersuchungen niederländischer und deutscher Forschungsinstitute in den Einbringungsgebieten der Nordsee begleitet.

Diese Form der Dünnsäureeinbringung ins offene Meer wurde als ökologisch verträglicher angesehen als die in vielen Ländern z. T. noch heute übliche Praxis der Einleitung in Flußmündungen und Küstengewässer. Auch das Grünsalz wurde früher auf diese Weise (zusammen mit der Dünnsäure) entsorgt, bevor sich durch die Erweiterung der Kläranlagen, insbesondere durch die Phosphatfällung, dafür ein zunehmender Verwendungsmarkt ergab. Dem sauerstoffzehrenden Effekt durch Oxidation des zweiwertigen Eisensalzes zu Eisen(III)-oxid im Meerwasser wurde nur eine lokale und kurzzeitige Bedeutung beigemessen [1].

Um dennoch mögliche Restrisiken für die Ökologie der Nordsee auszuschließen, strebte die deutsche Bundesregierung seit Ende der 70er Jahre schrittweise eine Verringerung der Dünnsäureeinbringung an. Kronos Titan hat dieses Ziel als Herausforderung für die Entwicklung eines auf Vermeidung und Verwertung ausgerichteten Umweltschutzkonzepts angenommen.

Die neue Technik: Vermeiden und Verwerten

Chlorid-Verfahren [3]
Wie oben bereits beschrieben, fallen beim Chloridprozeß sehr viel weniger Reststoffe an als beim Sulfatprozeß. Aus den bei der Reinigung des Titantetrachlorids abgetrennten Chloriden der Begleitmetalle wird Eisen(II)chlorid gewonnen, das als Fäll- und Flockungsmittel in der Abwasserreinigung eingesetzt wird. Die Menge liegt bei ca. 0,6 t pro t Titandioxid.

Durch Reaktion des Chlors mit der im Rohstoff vorhandenen Restfeuchtigkeit fällt außerdem eine geringe Menge Salzsäure an, die als technisch reines Produkt verkaufsfähig ist.

Diese weitgehende Nutzung des Ausgangsmaterials und das Recycling des Chlors tragen dazu bei, daß die Herstellung von Titandioxid nach dem Chloridverfahren als besonders abfallarmer und damit umweltschonender Prozeß betrieben werden kann.

Aus diesem Grund war eine möglichst weitgehende Umstellung der Produktionsanlagen von Kronos Titan auf dieses Verfahren Teil des neuen Umweltschutzkonzepts. An zwei Produktionsstandorten in Leverkusen und in Langerbrugge (Belgien) werden nunmehr insgesamt 120 000 Jahrestonnen Titandioxid nach dem Chloridverfahren produziert (ursprünglich 30 000 t).

Eine solche Umstellung läßt sich aber nicht beliebig fortsetzen, denn der Rohstoff Rutilsand ist knapp und dementsprechend teuer. Außerdem bedingt die schwierige Rohstoffsituation auch ein größeres Versorgungsrisiko. Auch der aus Ilmenit angereicherte Rohstoff Titanschlacke ist nicht unbegrenzt verfügbar. Hinzu kommt, daß wegen der bereits erwähnten breiteren Produktspezifikation auf das Sulfatverfahren nicht grundsätzlich verzichtet werden kann.

Sulfatprozeß mit Dünnsäureaufbereitung [3, 4]
Primärmaßnahmen zu Beginn der 80er Jahre zielten darauf ab, durch partiellen Ersatz von Frischwasser durch Dünnsäure (für Löse- und Verdünnungsstufen) die anfallende Menge an Dünnsäure zu verringern. Der erzielte Vermeidungseffekt betrug ca. 30%.

Die weitere Aufgabe bestand darin, ein betriebssicheres Verfahren zu entwickeln, um die Dünnsäure soweit aufzukonzentrieren, daß sie erneut für den Rohstoffaufschluß eingesetzt werden kann. Außerdem mußten die nach Abtrennung des Grünsalzes in der Dünnsäure noch verbleibenden Metallsalze bei der Aufarbeitung soweit abgetrennt werden, daß keine Beeinträchtigung der Produktqualität des Titandioxids durch die Kreislaufführung erfolgt. Hierfür mußten schwierige Werkstoffprobleme bei den erforderlichen Trennanlagen (Filter, Zentrifugen) gelöst werden. Mittlerweile ist die Entwicklung und technische Realisierung des Verfahrens abgeschlossen.

In einem mehrstufigen Verfahren, dessen wesentliche Schritte die Vorkonzentrierung, die Kristallisation von Grünsalz, die Vakuumeindampfung und die Abtrennung einer weiteren Salzfraktion („Filtersalz") sind, wird die 20–22%ige Dünnsäure auf eine Konzentration von 70% gebracht und ist dann wieder – anstelle von frischer Schwefelsäure – für den Erzaufschluß nutzbar. Sie wird zu diesem Zweck mit 96%iger Säure auf die erforderliche Konzentration von 82 bis 84% gebracht.

Die Vorkonzentrierung auf eine ca. 27%ige Säure erfolgt unter Nutzung der Abgaswärme aus dem Glühprozeß des Titandioxids. Das Abgas mit restlichem Titandioxid-Staub wird zu diesem Zweck unmittelbar durch die Säure geleitet (mit nachfolgender Rückgewinnung des ungelösten Titandioxids).

Durch Wasserverdampfung unter Vakuum wird die Säure anschließend auf ca. 20 °C abgekühlt. Dabei kristallisiert etwa die Hälfte des Eisen(II)sulfats als Grünsalz ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) aus. Es wird mit besonders

abriebfest ausgekleideten Zentrifugen abgetrennt. Das Grünsalz ist heute ein wertvolles Hilfsmittel für die Abwasserreinigung und dient sowohl als Flokkungsmittel für die verbesserte Abtrennung von Klärschlamm als auch als Fällungsmittel für Phosphat zur Verringerung der Nährsalzfracht der gereinigten Abwässer (Vermeidung der Gewässer-Eutrophierung).

Die nunmehr 33%ige Säure wird dann in einer dreistufigen Vakuum-Verdampfungsanlage auf 70% konzentriert. Auch hierbei bestand das Bestreben nach einer möglichst energiesparenden Verfahrensweise. Deshalb wird die zweite Verdampferstufe mit den Brüden der ersten Stufe beheizt. Darüber hinaus werden noch weitere Abwärmequellen genutzt.

Eine Hochkonzentrierung zu verkaufsfähiger Schwefelsäure schied von vornherein aus, da Kronos Titan kein Marktanbieter von Schwefelsäure ist.

Bei der Aufkonzentrierung fällt der größte Teil der noch gelösten Metallsalze in sehr feiner Form aus. Hauptbestandteile sind Eisensulfat-Monohydrat ($FeSO_4 \cdot H_2O$) und Magnesiumsulfat ($MgSO_4 \cdot H_2O$). Wegen der Feinheit des Salzes und der hohen Viskosität und Korrosivität der 70%igen Säure war die Entwicklung und betriebstechnische Erprobung einer geeigneten Trenntechnik mit besonderen Schwierigkeiten verbunden. Heute werden dafür bei Kronos Titan Membranfilterpressen verwendet. Das abgetrennte Salz („Filtersalz") wird einer Pyrit-Röstanlage der Firma Sachtleben Chemie GmbH zugeführt. Dort wird es unter Freisetzung von Schwefeldioxid gespalten, das weiter zu Primär-Schwefelsäure umgesetzt wird. Zurück bleiben die Metalloxide. Sie sind nach dem heutigen Stand nicht verwertbar, können jedoch wegen ihrer Wasserunlöslichkeit gefahrlos deponiert werden.

In Abb. 3 ist die Stoffbilanz des alten und neuen Verfahrens vergleichend dargestellt.
Die Abwässer der modernen Produktions- und Aufbereitungsanlage (Waschwässer, Kondensate, Kühlwässer) sind so schwach belastet, daß sie nach mechanischer Reinigung in Absetzbecken in den Vorfluter eingeleitet werden können.

Um die gesamte Dünnsäure aus den beiden Betriebsstandorten von Kronos Titan in der Bundesrepublik Deutschland aufnehmen zu können, wurden zwei Aufbereitungsanlagen errichtet, die Ende der 80er Jahre in Betrieb gegangen sind (Nordenham, Duisburg). Die zweite Anlage wird gemeinsam mit der Firma Sachtleben Chemie GmbH betrieben und verarbeitet auch die dort anfallende Abfallschwefelsäure.

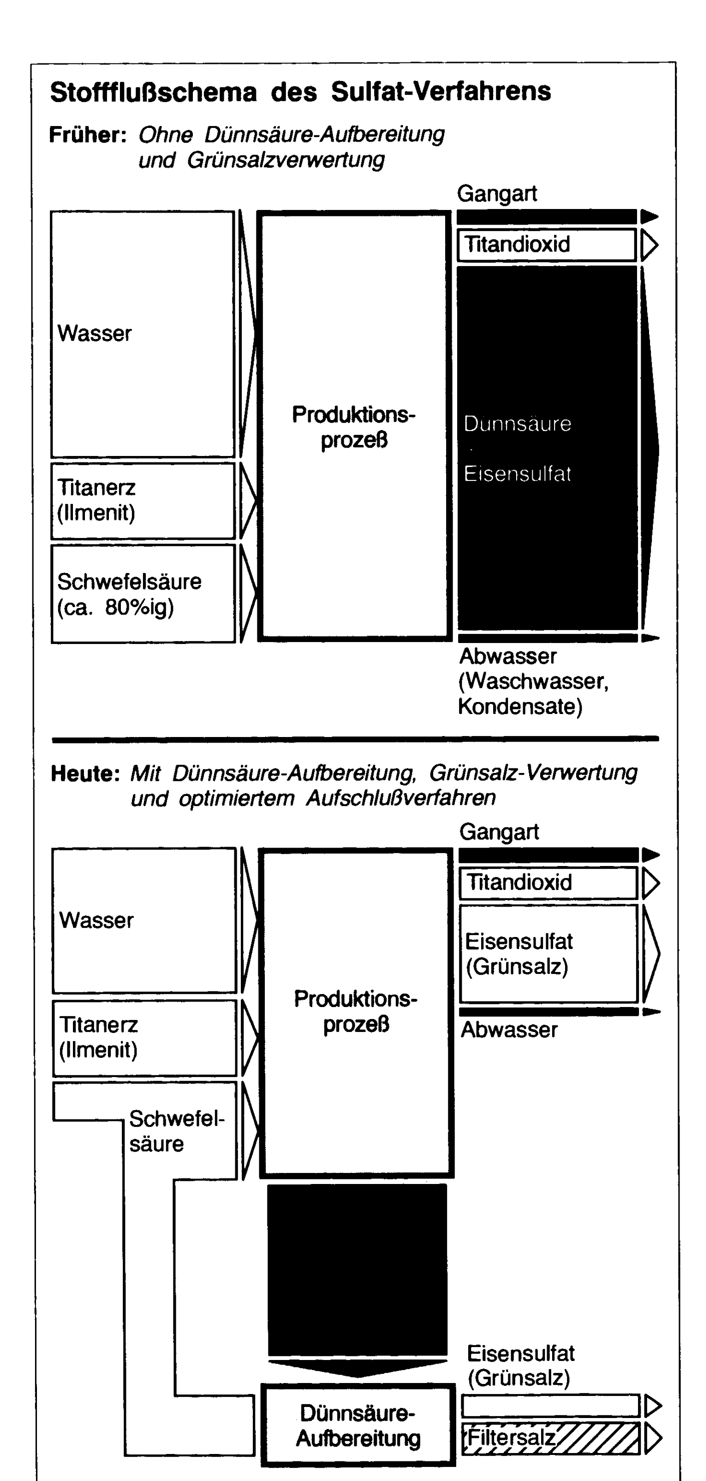


Abb. 3

Ende der Dünnsäureeinbringung durch Vermeidungs- und Verwertungsstrategie

Umweltschutzbilanz [3, 5]
Seit Ende 1989 wird die gesamte Dünnsäure aus den beiden Werken von Kronos Titan in der Bundesrepublik Deutschland wieder aufbereitet. Insgesamt handelt es sich um rund 700 000 Jahrestonnen. Die Verbringung von Dünnsäure in die Nordsee aus deutscher Titandioxidproduktion und aus dem Kronos-Werk in Belgien konnte dadurch und durch Umstellung auf das Chloridverfahren eingestellt werden.

Abb. 4 zeigt die Entwicklung der Produktionsverfahren und -kapazitäten in der Kronos Gruppe. Daraus geht hervor, daß von Beginn 1992 an auch weltweit von keinem der Produktionsstandorte des Unternehmens mehr Dünnsäure in das Meer verbracht wird. Die Gesamtproduktion des Konzerns erfolgt dann zu etwa gleichen Teilen nach dem Chloridverfahren und nach dem Sulfatverfahren mit Dünnsäureaufbereitung. Lediglich am Produktionsstandort in Norwegen erfolgt – wegen der dort gegebenen besonderen Bedingungen – anstelle der Schwefelsäure-Rückgewinnung eine Neutralisation der Dünnsäure mit Kalkstein und die Deponierung des anfallenden Gipses zusammen mit Gangartrückständen in einer erschöpften Kalksteinlagerstätte.

Die Kosten des deutschen Unternehmens für die Produktionsumstellung vom Sulfat- auf das Chloridverfahren (Werk Leverkusen) beliefen sich auf ca. 100 Mio. DM (50 000 Jahrestonnen TiO_2), die Kosten der beiden Dünnsäure-Aufbereitungsanlagen (Nordenham und Duisburg) auf ca. 290 Mio. DM (150 000 Jahrestonnen TiO_2, entsprechend dem Produktionsvolumen von Kronos Titan und Sachtleben). An der Entwicklung des Aufbereitungsverfahrens und dem Bau der beiden Anlagen beteiligten sich die Bundesregierung und die Länder Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen.

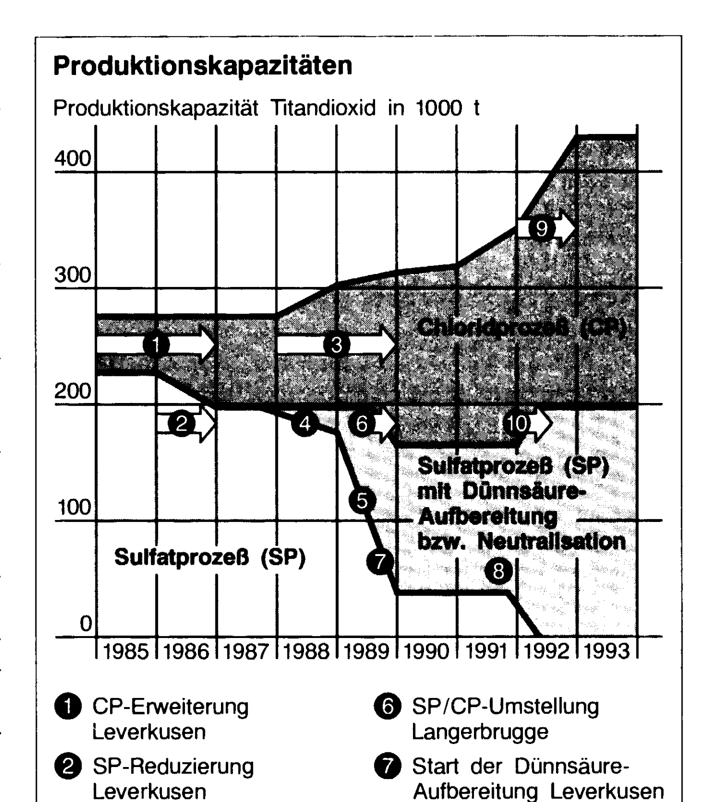


Abb. 4

Literatur:
[1] „Rückstände aus der Titandioxid-Produktion", Materialien 2/76 des Umweltbundesamtes, Dezember 1981
[2] J. Wiesner: „Umweltfreundlichere Produktionsverfahren in der chemischen Technik", Abschn. 16: „Verwertung von Abfallschwefelsäure", Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie, Band 6, 4. Auflage, 1981, S. 210 f.
[3] KRONOS TITAN Report „Umweltschutz durch Taten" (1989), Kronos Int., Inc., Postfach 10 07 20, 5090 Leverkusen 1
[4] U. Rothe: „Recycling of Spent Acid in Titanium Dioxide Production", SULPHUR 88, British Sulphur's 13th International Conference, Wien, Nov. 1988
[5] „KRONOS – Eine weltweite Initiative" (1990), Kronos Int., Inc., Postfach 10 07 20, 5090 Leverkusen 1

Lösung eines Abgasproblems durch Recycling im Werksverbund

Schwefelsäure aus den Abgasen der Zellwolleproduktion – Reststoffverwertung im Verbund zweier chemischer Werke

J. Dörges, K. Dietrich, B. Sülzer, J. Wiesner*

- **Verringerung des Abgasvolumens als Voraussetzung für die Verwertung als Rohstoff im Nachbarwerk**
- **Schaffung der sicherheitstechnischen Voraussetzungen für die gefahrlose Handhabung des konzentrierten Abgasstroms**
- **Anpassung des verwertenden Produktionsprozesses an den Recycling-Rohstoff durch Neuentwicklung einer Prozeßstufe**

Anwendung des Produkts

Zellwolle dient als halbsynthetischer Faserstoff zur Herstellung von Textilien (z. B. Futterstoffe, Kleiderstoffe), von medizinischen und hygienischen Vliesen (z. B. Watte, Putztücher) und von technischen Artikeln (z. B. Reifencord).

Problemstellung

Bei der Herstellung von Spinnfaserstoffen nach dem Viskoseverfahren entstehen toxische schwefelkohlenstoff- und schwefelwasserstoffhaltige Abgase. Die ablaufenden chemischen Vorgänge sind in Abb. 1 zusammengefaßt.

Um die Konzentration der giftigen Abgasbestandteile in einem für das Betriebspersonal ungefährlichen Bereich zu halten (Unterschreitung der entsprechenden MAK-Werte = maximale Arbeitsplatzkonzentrationen), muß an den Spinnstraßen eine hohe Luftmenge abgesaugt werden. Daher ist die spezifische Abgasmenge außerordentlich hoch (ca. 235 000 m^3/h bei einer Produktionsmenge von 55 000 t Zellwolle pro Jahr). Infolge der niedrigen Geruchsschwelle für Schwefelwasserstoff (ca. 0,005 mg/m^3) kam es in der Nachbarschaft von Zellwollefabriken immer wieder zu Geruchsproblemen.

Die Entsorgung des Abgases scheiterte an diesem Volumenproblem. In der Vergangenheit konnte nur ein kleiner, vergleichsweise konzentriert anfallender Teilstrom unter Rückgewinnung des Schwefelkohlenstoffs gereinigt werden. Der Schwefelwasserstoff entsteht als Nebenprodukt bei der Rückumwandlung der Viskose in Zellulose und kann nicht im Produktionsprozeß wiederverwendet werden. Ein kleiner Teil der insgesamt anfallenden Menge wurde bei der genannten Teilstromreinigung in anderweitig zu verwertende Sekundärprodukte umgewandelt. Abb. 2 zeigt das Verfahrensschema einer konventionellen Anlage mit den anfallenden Abgasströmen.

Technische Problemlösung

Zur Lösung des Problems wurde von den beiden Kelheimer Firmen Hoechst AG und Süd-Chemie AG ein Recycling-Konzept entwickelt und in den Jahren 1975–79 realisiert.

Es besteht darin, daß die schwefelhaltigen Abgase der Zellwolleproduktion (Hoechst AG) einer benachbarten Schwefelsäureanlage (Süd-Chemie AG) zugeführt werden und dort als Rohstoff bzw. Verbrennungsluft Verwendung finden.

Die ursprünglichen Schwefelverbindungen werden zu Schwefeldioxid (SO_2), Kohlendioxid (CO_2) und Wasser (H_2O) verbrannt, das Schwefeldioxid dann zu Schwefelsäure (H_2SO_4) verarbeitet.

Da zur Zellwolleherstellung Schwefelsäure als Fällbad benötigt wird, ergibt sich eine unmittelbare Verwertungsmöglichkeit des Sekundärprodukts im ursprünglichen Produktionsprozeß. Die neue Verfahrenskonzeption erforderte wesentliche Veränderungen und Neuentwicklungen in beiden Anlagen. Sie lieferte darüber hinaus die Voraussetzungen für eine verbesserte Rückgewinnung des Schwefelkohlenstoffs im Viskosebetrieb (vereinfachtes Schema siehe Abb. 3).

* Dr. J. Dörges, Hoechst AG, Werk Kelheim, 8420 Kelheim/Donau;
Dr. K. Dietrich, Süd-Chemie AG, 8420 Kelheim/Donau;
Dr.-Ing. B. Sülzer, Süd-Chemie AG, 8000 München 2;
Dr. J. Wiesner, DECHEMA, 6000 Frankfurt am Main 97

Wesentliche chemische Vorgänge bei der Zellwolle-Gewinnung

Herstellung der Alkali-Cellulose:

Cellulose + NaOH ⟶ Alkali-Cellulose

Vorreife

Viscosebildung (Lösen der Alkali-Cellulose unter Zugabe von Schwefelkohlenstoff):

Alkali-Cellulose + CS_2 ⟶ $Cell-O-C{\overset{=S}{\underset{-SNa}{}}}$

Nebenreaktion: $3CS_2 + 6NaOH \longrightarrow 2Na_2CS_3 + Na_2CO_3 + 3H_2O$

Regeneration der Cellulosefasern im $H_2SO_4/Na_2SO_4/ZnSO_4$-Fällbad:

$Cell-O-CS_2Na + NaHSO_4 \longrightarrow Na_2SO_4 + CS_2$ + Regenerat-Cellulose

Nebenreaktionen: $Na_2CS_3 + H_2SO_4 \longrightarrow Na_2SO_4 + H_2S + CS_2$

$Na_2CS_3 + H_2SO_4 \longrightarrow Na_2SO_4 + H_2O + CS_2$

Abb. 1

Neukonzeption der Abgaserfassung bei der Zellwolleproduktion

Die Verbrennungsluft einer Schwefelsäureanlage ist, durch die zugrunde liegenden chemischen Reaktionen und den angestrebten Umsatz nahe 100%, in ihrem Mengenanteil gegenüber Schwefel festgelegt. Würde man die Abgasmenge einer herkömmlichen Zellwolleanlage als Verbrennungsluft in einer Schwefelsäureanlage einsetzen, dann müßte man ca. 30mal soviel Schwefelsäure erzeugen wie die Zellwolleanlage verbraucht.

Die Abgasmenge mußte deshalb zunächst dem sehr viel niedrigeren Verbrennungsluftbedarf der Schwefelsäureanlage angepaßt werden. Durch entsprechende Verringerung der Luftabsaugleistung in der Zellwollefabrik kann diese Bedingung erfüllt werden. Dies ist jedoch nur möglich, wenn gleichzeitig Risiken für die Belegschaft durch Überschreitung der maximalen Arbeitsplatzkonzentration und durch Auftreten explosionsfähiger Gas-Luft-Mischungen vermieden werden.

Gemische von Schwefelkohlenstoffdampf, Schwefelwasserstoff und Luftsauerstoff weisen drei sicherheitstechnisch unterschiedlich relevante Konzentrationsbereiche auf:

- Konzentrationsbereich A:
  stark verdünntes, nichtbrennbares Abgas
- Konzentrationsbereich B:
  explosionsfähiges Abgas (mittlerer Konzentrationsbereich)
- Konzentrationsbereich C:
  brennbares, aber nicht explosionsfähiges Abgas (hohe Abgaskonzentration)

Die Grenzen zwischen dem Konzentrationsbereich B zu A und C bezeichnet man als untere bzw. obere Explosionsgrenze. Sie ist abhängig vom Konzentrationsverhältnis des Mehrstoffgemischs $CS_2/H_2S/O_2$ (Luft).

Um die sicherheitstechnischen Anforderungen zu erfüllen, faßt man die Abgase der verschiedenen Prozeßstufen in zwei getrennten Systemen zusammen: Das *Abgassystem 1 („Starkgas")* dient der Erfassung brennbarer, aber nicht explosionsfähiger Gase aus der Entgasung der verbrauchten Spinnbäder (Konzentrationsbereich C), das *Abgassystem 2 („Schwachgas")* der Erfassung schwach konzentrierter Abgase aus den Spinnstraßen (Konzentrationsbereich A). Die Anlage war so auszulegen, daß an keiner Stelle und bei keinen Betriebsbedingungen Gaskonzentrationen des Bereichs B auftreten und daß an allen Arbeitsplätzen die MAK-Werte für Schwefelkohlenstoff und Schwefelwasserstoff unterschritten bleiben.

Die *Minimierung des Abgasausstoßes* machte umfangreiche Veränderungen der Zellwolleanlage notwendig:

- Verringerung des Schwefelkohlenstoffeinsatzes in der Produktion durch Verfahrensverbesserungen.
- Durch Neukonzeption der Ablufterfassung und -behandlung aus der Viskoseherstellung konnte die Emission an Schwefelkohlenstoff auf etwa die Hälfte verringert werden.

- Um den Schwefelwasserstoff aus den verbrauchten Spinnbadsäuren möglichst vollständig und konzentriert zurückzugewinnen, wurde eine Vakuum-Entgasungsanlage errichtet. Der konzentrierte Abgasstrom von ca. 200 m^3/h kann direkt in der Schwefelsäureanlage verwertet werden.
- Durch sorgfältige Kapselung der Spinnmaschinen und Verwendung neuartiger Absaugungen wurde der gesamte Abluftstrom von 235 000 m^3/h auf 20 000 m^3/h verringert. Dieser Abluftstrom kann in der Schwefelsäureanlage als Verbrennungsluft dem Schwefelverbrennungsofen zugeführt werden.
- Schließlich mußte ein umfangreiches Ablufterfassungs- und Leitungssystem mit den erforderlichen Meß- und Steuereinrichtungen errichtet werden. Korrosionsprobleme in den Leitungen waren durch Erprobung geeigneter Werkstoffe auszuschließen.

Zur *Gewährleistung der Arbeitssicherheit* war eine Reihe weiterer Schutzmaßnahmen erforderlich, z. B.
- Vermeidung von Leckagen durch Unterdruckfahrweise im gesamten Abgassystem, durch weitgehende Vermeidung von Flansch-Verbindungen und durch Messung der Gaskonzentrationen und Abgasmenge am Beginn und Ende der Leitung
- Vermeidung von Zündquellen durch Wahl sicherer Betriebseinrichtungen
- doppelte Absicherung aller Sicherheitseinrichtungen
- Zuschaltung einer Zusatzabsaugung bei manuellen Bedienungsvorgängen an den Spinnmaschinen zur Vermeidung überhöhter H_2S-Konzentrationen in der Atemluft (Arbeitsschutz des Bedienungspersonals) etc.

Neukonzeption der Schwefelsäureanlage

Es sind zwei Anlagen zur Herstellung von Schwefelsäure vorhanden, wobei das Vorprodukt Schwefeldioxid in der einen Anlage auf Basis Verbrennung von Schwefel und in der anderen Anlage auf Basis Wirbelschichtröstung von Pyrit erzeugt wird. Das Schwefeldioxid wird jeweils in einer eigenen Doppelkontaktanlage zu Schwefelsäure umgesetzt.

Die Verwertung des konzentrierten Starkgasstromes erfolgt direkt durch dessen Verbrennen im Schwefelverbrennungsofen bzw. oberhalb der Wirbelschicht im Pyrit-Röstofen.

Für den Betrieb sind wegen der möglichen Explosionsfähigkeit der übernommenen Gase zusätzliche Sicherheitsmaßnahmen erforderlich.

Um auch den wasserdampfgesättigten Schwachgasstrom aus den Spinnstraßen verwerten zu können, mußten neue Verfahren entwickelt werden, da in der vorhandenen Schwefelverbrennungsanlage nur trockene Luft eingesetzt werden konnte. Es wurde daher zunächst ein neuartiger Trocknungsprozeß entwickelt, der gleichzeitig das Entstehen sekundärer Entsorgungsprobleme vermeidet.

Darüber hinaus war zu beachten, daß bei der Verbrennung des Schwefelwasserstoffs wasserdampfhaltiges Schwefeldioxid entsteht, dessen Vorhandensein in einer konventionellen Doppelkontaktanlage zu Problemen führt (Korrosionsgefahr durch Schwefelsäurekondensation im Kontaktofen, Bildung schwer abscheidbarer Säurenebel).

Zur Lösung dieses Problems wurde gemeinsam von den Firmen Süd-Chemie AG und Lurgi GmbH ein neues *Naß-Trocken-Katalyseverfahren* für die Schwefelverbrennung entwickelt. Die mit dem Wasserdampf des SO_2-Rohgases im Katalysatorbett gebildete gasförmige Schwefelsäure wird hierbei vor der vierten Kontaktstufe in einer neuartigen Zwischenkondensation/Absorption aus dem Gasstrom entfernt. Der heutige Entwicklungsstand des Verfahrens erlaubt es, auf die ursprünglich erforderliche Luft-Trocknungsanlage zu verzichten.

In Abhängigkeit vom Verdünnungsgrad der verwerteten Abgase (N_2 und CO_2 als Inertgasbestandteile) ergibt sich eine Schwefelsäureausbeute des neuen Verfahrens von 99,1–99,4%. (Der Verdünnungsgrad wirkt sich über das Massenwirkungsgesetz auf die Gleichgewichtslage der Umwandlung von SO_2 zu SO_3 aus!)

Das Verfahrenskonzept der neuen Anlage gewährleistet damit, daß eine Verlagerung des ursprünglichen Abgasproblems über die Schwefelsäureanlage ausgeschlossen ist. Im Gegensatz zu anderen Abgasbehandlungsverfahren kommt die hier gefundene Lösung ohne zusätzlichen Energiebedarf in Form von Strom, Heizöl oder Erdgas aus. Neue Abfallstoffe fallen nicht an.

In Abb. 4 sind die wesentlichen Schritte der Abluftverwertung zur Schwefelsäuregewinnung dargestellt. Die erzeugte Schwefelsäure wird in der Zellwollefabrik erneut zur Herstellung des Viskose-Fällbades eingesetzt.

Verbesserung der Umweltbilanz bei der Zellwolleproduktion

Seit 1979 ist die neue Anlage in Betrieb. Durch die Erfassung der beiden Abgasströme wurden ca. 80% der ursprünglichen Schwefelemissionen des Werkes vermieden.

Lösung eines Abgasproblems durch Recycling im Werksverbund

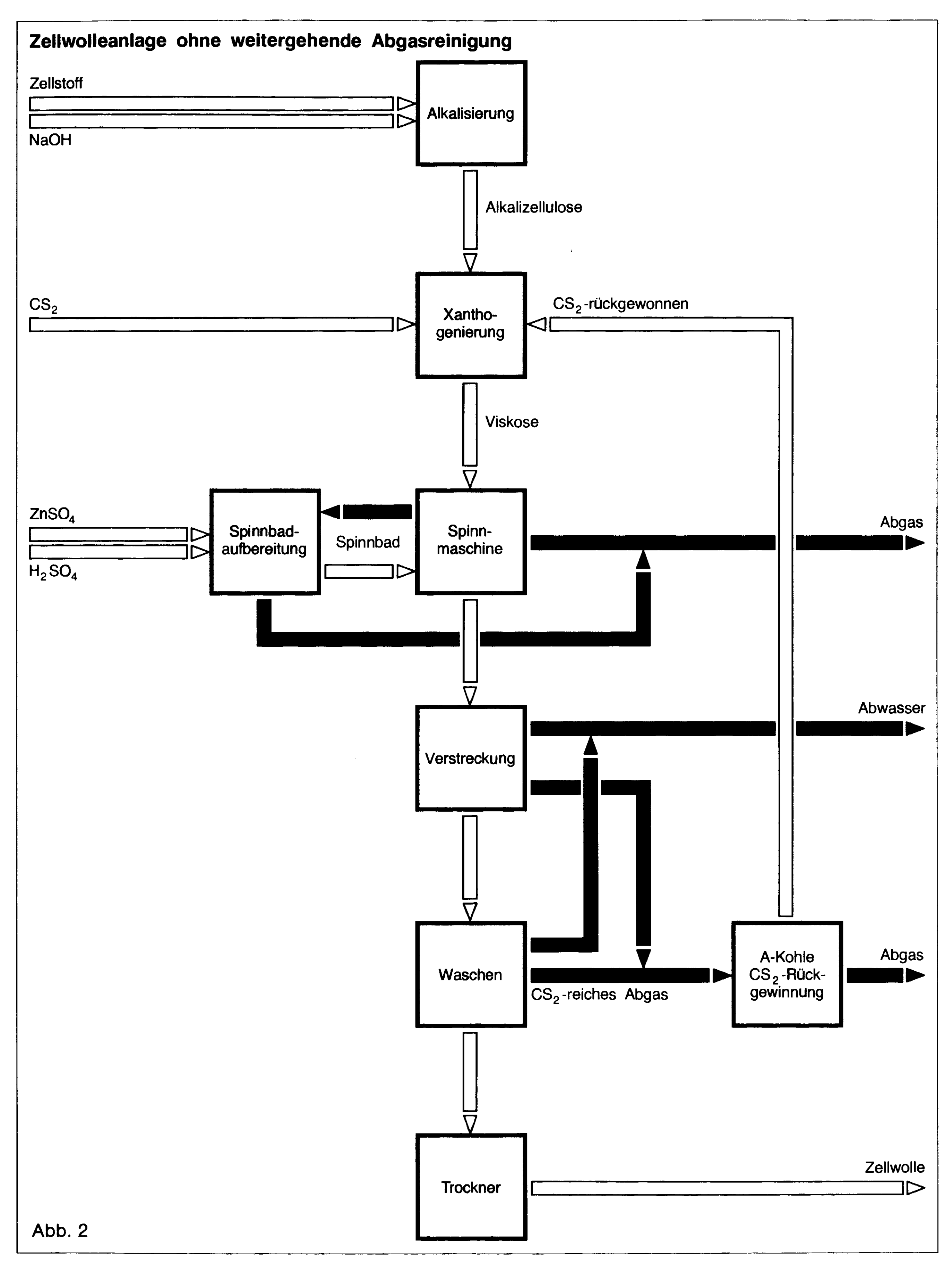


Abb. 2

Lösung eines Abgasproblems durch Recycling im Werksverbund

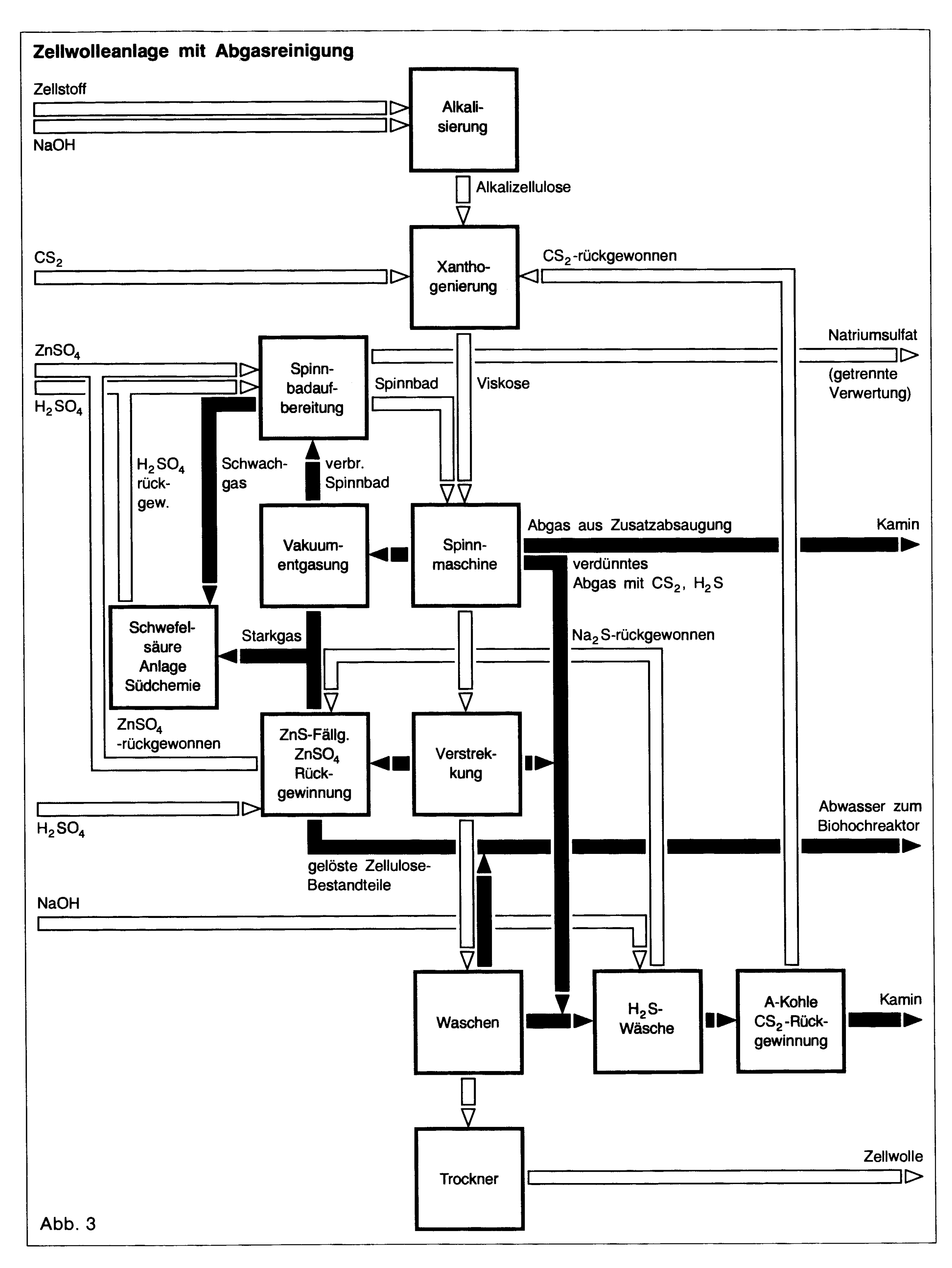


Abb. 3

Lösung eines Abgasproblems durch Recycling im Werksverbund

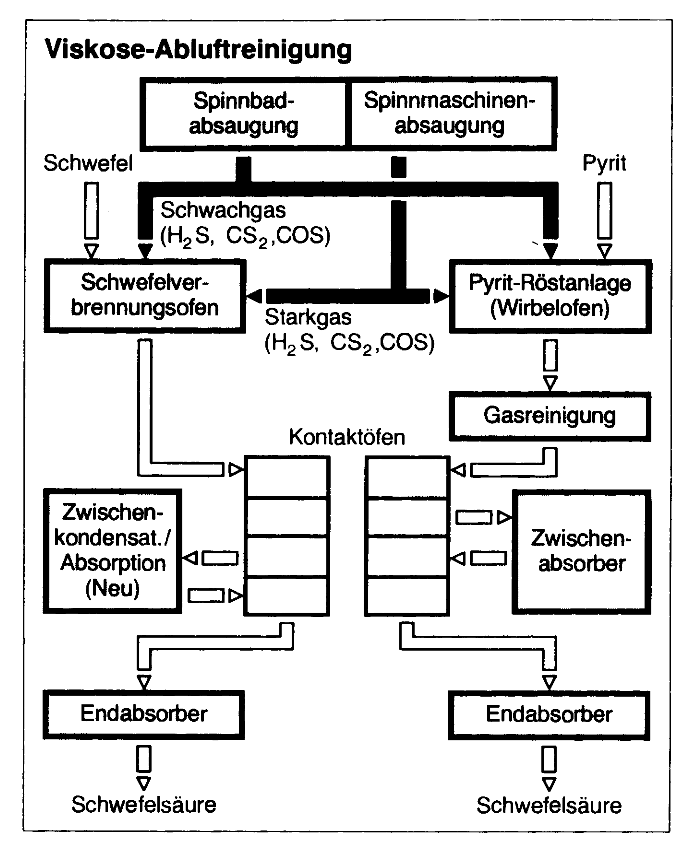


Abb. 4

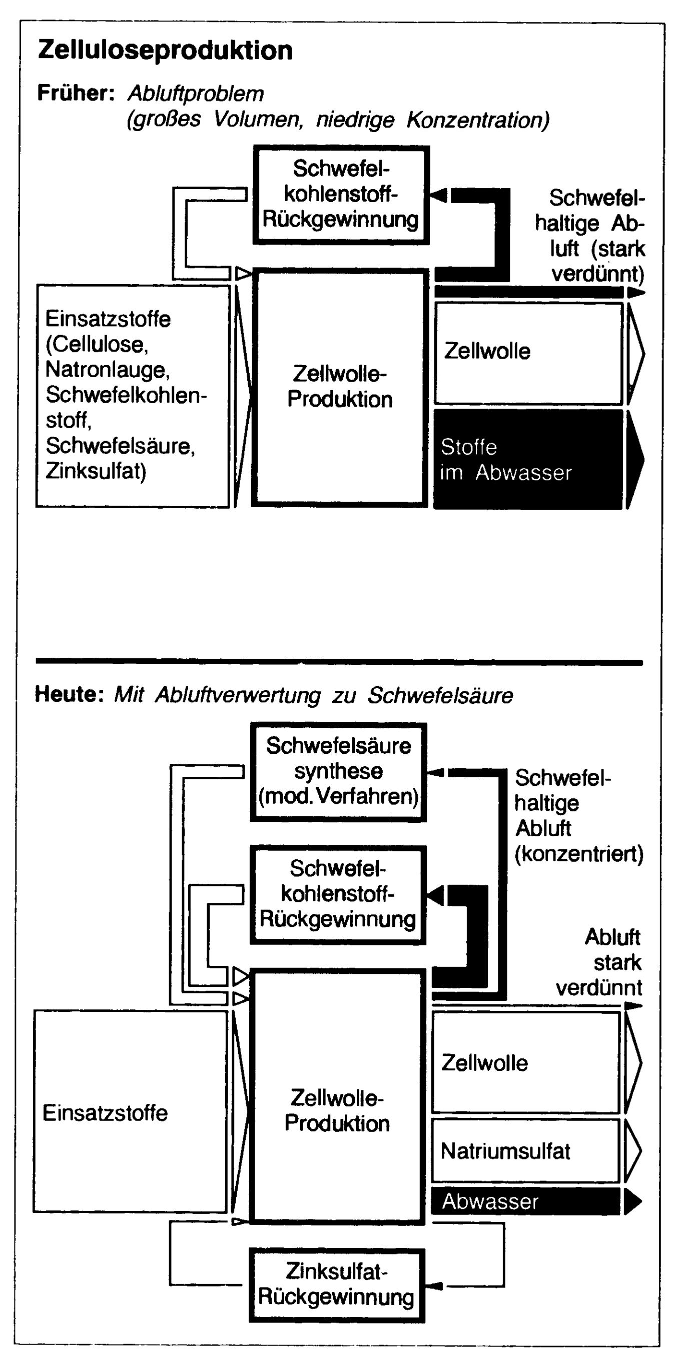


Abb. 5

Seit 1987 konnte eine weitere Steigerung des Erfassungsgrades auf ca. 90% erzielt werden. Dieser Erfolg wurde dadurch ermöglicht, daß die Spinnmaschinenabluft in die erweiterte Schwefelkohlenstoff-Rückgewinnungsanlage des Viskosebetriebes einbezogen wurde. Der dabei in der Vorstufe mit abgeschiedene Schwefelwasserstoff dient zunächst der Rückgewinnung von Zink aus den verbrauchten Spinnbädern (Fällung als Zinksulfid). Der Überschuß fällt in konzentrierter Form an und kann daher dem Abgasstrom 1 beigemischt werden. Die so erzielte Entlastung des Abgasstromes 2 ermöglichte die zusätzliche Rückführung eines volumenmäßig entsprechenden Abluftstroms aus der Apparateabsaugung der Spinnbad-Aufbereitungsstation.

Abb. 5 zeigt die Abluftbilanz nach dem neuesten Stand. Lediglich die während manueller Eingriffe an den Spinnmaschinen anfallende und infolge der Zusatzabsaugung (Arbeitsschutz!) stark verdünnte Abluft muß nach wie vor über den Kamin abgeleitet werden. Nach dem heute realisierten Stand gelangen ca. 8 000 t Schwefelverbindungen pro Jahr weniger in die Luft. Geruchsbelästigungen in der Umgebung der beiden Werke gehören – von seltenen Betriebsstörungen abgesehen – der Vergangenheit an.

Darüber hinaus werden aus dem Abwasser der Zellwolleanlage etwa 37 000 t Natriumsulfat pro Jahr zurückgewonnen. Das restliche Abwasser gelangt in einem Biohoch-Reaktor zum Abbau der organischen Stoffe (gelöste Zellwollebestandteile).

Die Gesamtinvestitionen der beiden Firmen für die Abluftverwertung nach dem Stand von 1979 beliefen sich auf ca. 22 Mio DM, die Zusatzkosten des Viskose-Betriebes zur Erweiterung des Erfassungsgrades von 80 auf 90% auf ca. 3 Mio DM. Zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme der neuen Anlage deckte die Einsparung an Rohstoffkosten weitgehend die erhöhten

Lösung eines Abgasproblems durch Recycling im Werksverbund

Umweltschutz-Betriebskosten auf seiten der Schwefelsäureproduktion. Wegen des inzwischen stark gesunkenen Schwefelpreises auf dem Weltmarkt macht die Rohstoffersparnis heute nur noch ca. 40% dieser Zusatzkosten aus.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß durch die Kooperation der genannten Firmen sowie durch die finanzielle Unterstützung der technischen Entwicklung durch die Bundesregierung und das Land Bayern ein drängendes Umweltproblem im Sinne des produktionsintegrierten Umweltschutzes gelöst werden konnte.

Literatur:

[1] R. Peichl: „Das Kelheimer-Modell – ein neuartiges Recycling-Verfahren", Chemie-Technik 11 (1982), Nr. 1, S. 21f.

[2] M. Schmitt: „Zellwolleabgase als Rohstoff zur Schwefelsäureherstellung", Chemische Industrie (1981), Nr. 5, S. 286f.

[3] „Abgasreinigung über die Werksgrenzen – 7 000 t/Jahr Schwefelverbindungen weniger in der Luft", Chemie-Ingenieur-Technik 52 (1980), Nr. 9, S. A 508

ANHANG II

Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister des Innern Vom 28. Dezember 1971 (GMBl. 1972, Nr. 3, Seite 27)

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und der Umweltbedingungen in der Bundesrepublik Deutschland und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern ein Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gebildet.

§ 2

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen soll die jeweilige Situation der Umwelt und deren Entwicklungstendenzen darstellen sowie Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder zu deren Beseitigung aufzeigen.

(2) Der Bundesminister des Innern kann im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern Gutachten zu bestimmten Themen erbitten.

§ 3

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen ist nur an den durch diesen Erlaß begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

§ 4

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen besteht aus 12 Mitgliedern.

(2) Die Mitglieder sollen die Hauptgebiete des Umweltschutzes repräsentieren.

(3) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen dürfen weder der Regierung oder einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder als Mitarbeiter eines wissenschaftlichen Instituts angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentant eines Wirtschaftsverbandes oder einer Organisation der Arbeitgeber oder Arbeitnehmer sein oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftsbesorgungsverhältnis stehen; sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 5

Die Mitglieder des Rates werden vom Bundesminister des Innern im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern für die Dauer von drei Jahren berufen. Die Mitgliedschaft ist auf die Person bezogen. Wiederberufung ist höchstens zweimal möglich. Die Mitglieder können jederzeit schriftlich dem Bundesminister des Innern gegenüber ihr Ausscheiden aus dem Rat erklärt.

§ 6

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte für die Dauer von drei Jahren einen Vorsitzenden und einen stellvertretenden Vorsitzenden mit der Mehrheit der Mitglieder. Einmalige Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung des Bundesministers des Innern im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern.

§ 7

(1) Der Vorsitzende beruft schriftlich den Rat zu Sitzungen ein; er teilt dabei die Tagesordnung mit. Den Wünschen der im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesminister auf Beratung bestimmter Themen ist Rechnung zu tragen.

(2) Auf Wunsch des Bundesministers des Innern hat der Vorsitzende den Rat einzuberufen.

(3) Die Beratungen sind nicht öffentlich.

§ 8

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann im Einvernehmen mit dem Bundesminister des Innern zu einzelnen Beratungsthemen andere Sachverständige hinzuziehen.

§ 9

Die im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesminister sind von den Sitzungen des Rates und den Tagesordnungen zu unterrichten; sie und ihre Beauftragten können jederzeit an den Sitzungen des Rates teilnehmen. Auf Verlangen ist ihnen das Wort zu erteilen.

§ 10

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen legt die Ergebnisse seiner Beratungen in schriftlichen Berichten nieder, die er über den Bundesminister des Innern den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern zuleitet.

(2) Wird eine einheitliche Auffassung nicht erzielt, so sollen in dem schriftlichen Bericht die unterschiedlichen Meinungen dargelegt werden.

(3) Die schriftlichen Berichte werden grundsätzlich veröffentlicht. Den Zeitpunkt der Veröffentlichung bestimmt der Bundesminister des Innern.

§ 11

Die Mitglieder des Rates und die von ihm nach § 8 hinzugezogenen Sachverständigen sind verpflichtet, über die Beratungen und über den Inhalt der dem Rat gegebenen Informationen, soweit diese ihrer Natur und Bedeutung nach geheimzuhalten sind, Verschwiegenheit zu bewahren.

§ 12

Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen erhalten pauschale Entschädigungen sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Diese werden vom Bundesminister des Innern im Einvernehmen mit dem Bundesminister für Wirtschaft und Finanzen festgesetzt.

§ 13

Das Statistische Bundesamt nimmt die Aufgaben einer Geschäftsstelle des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen wahr.

Bonn, den 28. Dezember 1971

Der Bundesminister des Innern
Genscher

Literaturverzeichnis

(Die Überschriften entsprechen den Kapiteln des Gutachtens)

1 Einführung

BT-Drucksache IV/587: Antrag der Abgeordneten Dr. Schmidt (Wuppertal), Bading, Margulies und Genossen. — Betr. Beseitigung von Abfallstoffen, 13. Juli 1962.

BT-Drucksache IV/945: Erster Bericht der Bundesregierung zum Problem der Beseitigung von Abfallstoffen, 31. Januar 1963.

BT-Drucksache V/248: Zweiter Bericht der Bundesregierung zum Problem der Beseitigung von Abfallstoffen, 28. Januar 1966.

BT-Drucksache VI/2710: Materialien zum Umweltprogramm der Bundesregierung 1971, 14. Oktober 1971.

BT-Drucksache 7/4826: Abfallwirtschaftsprogramm '75 der Bundesregierung, 4. März 1976.

BT-Drucksache 11/756: Bericht der Bundesregierung über den Vollzug des Abfallgesetzes vom 27. August 1986, 1. September 1987.

BT-Protokoll 6/134. Sitzung, 22. September 1971.

KUCHENBUCH, L. (1989): Abfall — Eine stichwortgeschichtliche Erkundung. — In: CALLIESS, JÖRG (Hrsg.): Mensch und Umwelt in der Geschichte. — Pfaffenweiler: Centaurus Verl. Ges. — Geschichtsdidaktik, Bd. 5.

SRU (1974): Umweltgutachten 1974. — Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1989): Altlasten (Sondergutachten). — Stuttgart: Metzler-Poeschel.

STAAB, H. A. (1989): Wandlungen des Bildes der Chemie in der Öffentlichkeit. — Naturwiss. Rundschau 42 (12), 475—479.

2.1 Grundlagen der Abfallwirtschaft

ANGRIST, S. W., HEPLER, L. G. (1967): Order and Chaos: Laws of Energy and Entropy. — Harmondsworth/England: Penguin Books. 210 S.

BACCINI, P. (1987): Die Schweiz ist gut versorgt — wie wird sie entsorgt? — CHIMIA 41, (7—8), 228—231.

BACCINI, P., BRUNNER, P. H. (1985): Behandlung und Endlagerung von Reststoffen aus Müllverbrennungsanlagen. — Gas-Wasser-Abwasser 65 (7), 403—409.

BEITZ, W., MEYER, H. (1982): Recyclingfreundliche Gestaltung von Gebrauchsgütern. — UFOPLAN des BMI, UBA — FB 82-092, FKZ 103 01 107. — Berlin: UBA.

BRAUN, R. (1978): Recycling im Rahmen der Abfallwirtschaft. — Wasser, Energie, Luft 70 (1/2), 30—33.

BRUNNER, P. H. (1989): Die Herstellung von umweltverträglichen Reststoffen als neues Ziel der Müllverbrennung. — Müll und Abfall 21 (4), 166—180.

BT-Drucksache 11/3246: Erster Zwischenbericht der Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" gemäß Beschluß des Deutschen Bundestages vom 16. Oktober und vom 27. November 1987, Bonn, 2. November 1988.

EICHELE, G. (1989): Entropie und Abfallwirtschaft. — Müll und Abfall 21 (6), 330—332.

ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. — 4., verb. Aufl. — Stuttgart: Ulmer.

GEORGESCU-ROEGEN, N. (1971): The Entropy Law and the Economic Process. — Cambridge, Mass./USA: Harvard University Press.

GEORGESCU-ROEGEN, N. (1976): Energy and Economic Myths: Institutional and Analytical Economic Essays. — Oxford: Pergamon Press.

GEORGESCU-ROEGEN, N. (1977): The Steady State and Ecological Salvation: A Thermodynamic Analysis. — Bioscience 27 (4), 266—270.

GEORGESCU-ROEGEN, N. (1986): The Entropy Law and Economic Process in Retrospect. — Eastern Economic Journal 12 (1), 3—25. (Deutsche Erstübersetzung von J. Ley in Schriftenreihe des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), 5, Berlin 1987.

GIGON, A. (1974): Ökosysteme; Gleichgewichts und Störungen. — In: LEIBUNDGUT, H. (Hrsg.): Landschaftsschutz und Umweltpflege. — Frauenfeld/Stuttgart: H. Huber.

HERRMANN, A. G. (1988): Die Untergrund-Deponie anthropogener Abfälle in marinen Evaporiten. — Stuttgart: Metzler-Poeschel. — Materialien zur Umweltforschung (in Vorbereitung)

JAKOBI, H. W. (1985): Systematik der Reststoff-Behandlung. — Müll und Abfall 17 (2), 43—48.

KLEINALTENKAMP, M. (1985): Recycling-Strategien. — Berlin: E. Schmidt. — Grundlagen und Praxis der Betriebswirtschaft, Bd. 52.

MEYER, H. (1983): Recyclingorientierte Produktgestaltung. — Fortschrittberichte der VDI-Zeitschriften, Reihe 1, Nr. 98. — Düsseldorf: VDI-Verlag.

RIFKIN, J. (1982): Entropie: ein neues Weltbild. — Hamburg: Hoffmann und Campe.

SCHENKEL, W. (1985): Abfallwirtschaftspolitik in der Bundesrepublik Deutschland. — In: Abfallwirtschaft heute und morgen: Festkolloquium aus Anlaß des 65. Geburtstages von Herrn Prof. Dr. R. Braun. — Bielefeld: E. Schmidt. — Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 18.

SCHNEIDER, E. (1965): Einführung in die Wirtschaftstheorie — 1. Teil: Theorie des Wirtschaftskreislaufes. — 12. Auflage — Tübingen: J. C. B. Mohr.

SOLOW, R. M. (1982): Umweltverschmutzung und Umweltschutz aus der Sicht des Ökonomen. — In: MÖLLER, H., OSTERKAMP, R., SCHNEIDER, W. (Hrsg.): Umweltökonomik: Beiträge zur Theorie und Politik. — Königstein/Ts.: Hain S. 30—42.

SRU (1974): Umweltgutachten 1974. — Stuttgart: Kohlhammer

SRU (1978): Umweltgutachten 1978. — Stuttgart: Kohlhammer

SRU (1987): Umweltgutachten 1987. — Stuttgart: Kohlhammer

SRU (1989): Altlasten (Sondergutachten). — Stuttgart: Metzler-Poeschel.

STUMM, W., DAVIS, J. (1974): Kann Recycling die Umweltbeeinträchtigung vermindern? — In: Recycling: Lösung der Umweltkrise. — Stuttgart: Dt. Verl.-Anst.

SUTTER, H. (1987): Vermeidung und Verwertung von Sonderabfällen, Grundlagen, Verfahren, Entwicklungstendenzen. — Berlin: E. Schmidt. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 17, S. 15.

TRAUBOTH, H. (1987): Was kann die Informationstechnik für den Umweltschutz tun? — Automatisierungstechnik — at 35 (11), 431—442.

WORSTER, D. (1977): Natures Economy. — San Francisco: Sierra Club Books, 4045.

2.2 Rechtliche Aspekte der Abfallwirtschaft

ALTENMÜLLER, R. (1978): Zum Begriff „Abfall" im Recht der Abfallbeseitigung. — Die Öffentliche Verwaltung 31 (1/2), 27—33.

ATZPODIEN, H. C. (1987): Maßnahmen gegen Verpackungen nach dem neuen Abfallgesetz im Lichte des Übermaßverbots. — Der Betrieb 40 (14), 727—730.

ATZPODIEN, H. C. (1989): Geltung der Grenzen des Vorsorgeprinzips im Abfallrecht. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 8 (5), 415—421.

ATZPODIEN, H. C. (1990): Zielvorgaben zur Vermeidung oder Verminderung von Abfallmengen nach § 14 Abfallgesetz als Ausprägung des Kooperationsprinzips. — Umwelt und Planungsrecht 10 (1), 7—14.

BACKES, C. (1987): Das neue Abfallgesetz des Bundes und seine Entstehung. — Deutsches Verwaltungsblatt 102 (7), 333—339.

BÄLDER, K.-H. (1979): Recht der Abfallwirtschaft. — Bielefeld: E. Schmidt. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 8.

BARTELS, E. (1987): Abfallrecht. Eine systematische Darstellung. — Köln: Deutscher Gemeindeverlag. Schriftenreihe des Freiherr-vom-Stein-Institutes, Bd. 9.

BERGMÜLLER, R. (1987): Die Neuordnung des Abfallrechts durch das Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen (Abfallgesetz — AbfG) vom 27. August 1986. — Bayerische Verwaltungsblätter 33 (7), 193—198.

BMU (1989): Stand der Umsetzung von § 14 Abfallgesetz. — In: Umwelt (BMU) 5 (2), 78—80.

BOTHE, M. (1987): Rechtliche Spielräume für die Abfallpolitik der Länder nach Inkrafttreten des Bundesgesetzes über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen vom 27. August 1986. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 6 (11), 938—947.

BP (Deutsche BP-Aktiengesellschaft) (1986): BP-Umweltschutzenquete 1986. — Hamburg.

BR-Drucksache 357/89 (Beschluß): Verordnung zur Bestimmung von Abfällen, 30. Juni 1989.

BREUER, R. (1985): Die Abgrenzung zwischen Abwasserbeseitigung, Abfallbeseitigung und Reststoffverwertung, Heidelberg: C. F. Müller Jur.-Verl., ISBN 3-8114-8684-5.

BREUER, R. (1987): Öffentliches und privates Wasserrecht. 2. Aufl. — München: C. H. Beck.

BT-Drucksache IV/587: Antrag der Abgeordneten Dr. Schmidt (Wuppertal), Bading, Margulies und Genossen, 13. Juli 1962.

BT-Drucksache IV/945: Erster Bericht der Bundesregierung zum Problem der Beseitigung von Abfallstoffen, 31. Januar 1963.

BT-Drucksache V/248: Zweiter Bericht der Bundesregierung zum Problem der Beseitigung von Abfallstoffen, 28. Januar 1966.

BT-Drucksache VI/2401: Entwurf eines Gesetzes über die Beseitigung von Abfallstoffen (Abfallbeseitigungsgesetz) (AbfG), 5. Juli 1971.

BT-Drucksache VI/2710: Umweltprogramm der Bundesregierung, 14. Oktober 1971. — In Verbindung mit Materialienband zu BT-Drucksache VI/2710.

BT-Drucksache VI/3154: Schriftlicher Bericht des Innenausschusses.

BT-Drucksache 7/2593: Entwurf eines Gesetzes zur Änderung des Abfallbeseitigungsgesetzes, 8. Oktober 1974.

BT-Drucksache 7/4826: Abfallwirtschaftsprogramm '75 der Bundesregierung, 4. März 1976.

BT-Drucksache 7/5684: Umweltbericht '76 — Fortschreibung des Umweltprogramms der Bundesregierung vom 14. Juli 1976.

BT-Drucksache 8/3887: Entwurf eines Zweiten Gesetzes zur Änderung des Abfallbeseitigungsgesetzes, 3. April 1980.

BT-Drucksache 9/667: Entwurf eines Zweiten Gesetzes zur Änderung des Abfallbeseitigungsgesetzes, 15. Juli 1981.

BT-Drucksache 10/849: Entwurf eines Dritten Gesetzes zur Änderung des Abfallbeseitigungsgesetzes, 29. Dezember 1983.

BT-Drucksache 10/1862 (neu): Entwurf eines Gesetzes zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Anlagensanierung), 14. August 1984.

BT-Drucksache 10/2885: Gesetzentwurf der Bundesregierung. Entwurf eines Vierten Gesetzes zur Änderung des Abfallbeseitigungsgesetzes, 21. Februar 1985.

BT-Drucksache 10/3556: Beschlußempfehlung und Bericht des Innenausschusses, 25. Juni 1985.

BT-Drucksache 10/5656: Beschlußempfehlungen und Bericht des Innenausschusses, 13. Juni 1986.

BT-Drucksache 10/5667: Änderungsantrag der Fraktion der SPD, 17. Juni 1986.

BT-Drucksache 10/5668: Entschließungsantrag, 17. Juni 1986.

BT-Drucksache 10/6028: Leitlinien der Bundesregierung zur Umweltvorsorge durch Vermeidung und stufenweise Verminderung von Schadstoffen. (Leitlinien Umweltvorsorge), 19. September 1986.

BT-Drucksache 11/756: Bericht der Bundesregierung über den Vollzug des Abfallgesetzes vom 27. August 1986, 1. September 1987.

BT-Drucksache 11/4909: Entwurf eines Dritten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, 30. Juni 1989.

DAHMEN, A. (1988): Zur Förderung der Abfallvermeidung und Abfallverwertung durch Maßnahmen des kommunalen Abgabenrechts. — Kommunale Steuer-Zeitschrift 37 (7/8), 132f.

ECKERT, R. P. (1986): Reform des Abfallrechts. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 5 (11), 898—900.

FELDHAUS, G. (1985): Die Novellierung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. — Umwelt und Planungsrecht 5 (11—12), 385—394.

FELDHAUS, G. (1990): Bundesimmissionsschutzrecht, Kommentar. Stand 1990. — Wiesbaden: Deutscher Fachschriften-Verlag.

FLUCK, J. (1989): Reststoffvermeidung, Reststoffverwertung und Beseitigung als Abfall nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG. — Natur + Recht 11 (10), 409—417.

FLUCK, J. (1990): Reststoffverwertung und Strafrecht. Erwiderung und Ergänzung zu IBURG, ZfW 1989, S. 67 — Zeitschrift für Wasserrecht 29 (1), 260—264.

FRANSSEN, E. (1982): Abfallrecht, in: SALZWEDEL, J., (Hrsg.), Grundzüge des Umweltrechts, S. 399—453, Berlin: E. Schmidt.

HÖSEL, G., LERSNER, H. von (1990): Recht der Abfallbeseitigung. Stand 1990. — Berlin: E. Schmidt.

HOPPE, W. (1984): Die wirtschaftliche Vertretbarkeit im Umweltschutzrecht. Eine Bestandsaufnahme in der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft. — Köln: C. Heymanns. — Recht, Technik, Wirtschaft, Bd. 35.

JARASS, H. D. (1983): Bundes-Immissionsschutzgesetz. — München: C. H. Beck.

JARASS, H. D. (1986): Die jüngsten Änderungen des Immissionsschutzrechts. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 5 (8), 607—610.

JUNG, G. (1987): Die Novellierung des Landesabfallgesetzes Rheinland-Pfalz. — In: Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart (Hrsg.): Konsequenzen aus dem neuen Abfallgesetz des Bundes für Landkreise und kreisfreie Städte. — Berlin: E. Schmidt. — Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 25, S. 41—54.

JUNG, G. (1990), in: BIRN, H., JUNG, G. (Hrsg.): Abfallbeseitigungsrecht für die betriebliche Praxis. Teil 2. — Kissing: WEKA

KLAGES, C. (1988): Rechtliche Instrumente zur Abfallvermeidung. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 7 (6), 481—487.

KOPP, A. (1985): Abfallbeseitigung. — Gewerbearchiv 31 (1), 12—16.

KREFT, H. (1982): Aktuelle Entwicklungen im Recht der Abfallbeseitigung. — Umwelt- und Planungsrecht 2 (4), 105—111.

KUNIG, P., SCHWERMER, G., VERSTEYL, L.-A. (1988): Abfallgesetz. — München: C. H. Beck.

KUNIG, P. (1988), in: KUNIG, P., SCHWERMER, G., VERSTEYL, L.-A.: Abfallgesetz. — München: C. H. Beck. — §§ 2—5.

KUTSCHEIDT, E. (1986): Die Neuregelung der Abfallvermeidungs- und -beseitigungspflicht bei industriellen Betrieben. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 5 (8), 622—624.

LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (1987): Abfallkatalog. 2. überarbeitete Fassung. Entwurf. Stand: 2. Februar 1987.

LAI (Länderausschuß für Immissionsschutz) (1989): Musterentwurf einer Verwaltungsvorschrift zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Reststoffen nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 8 (2), 130—133.

LERSNER, H. von (1981): Abfall als Wirtschaftsgut. — Natur + Recht 3 (1), 1—5.

OEBBECKE, J. (1990): Die Multifraktionierung des Hausmülls als abfallpolitisches Problem. — Deutsches Verwaltungsblatt 105 (5), 231—235.

PEINE, F.-J. (1989): Die Finanzierung der Entsorgung häuslicher Abfälle. — In: Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-

Westfalen (Hrsg.): Das neue Abfallwirtschaftsrecht. — Düsseldorf. — S. 75—99.

PREUSKER, W. (1982): Wasser- und abfallrechtliche Beschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung von Grundstücken. Zeitschrift für Wasserrecht 21 (2), 261—272.

REBENTISCH, M. (1989): Abfallvermeidung durch Reststoff-Vermeidung und Reststoff-Verwertung nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG. — Umwelt- und Planungsrecht 9 (6), 209—213.

REHBINDER, E. (1981): Chemikaliengesetz und Umweltschutz. — Natur + Recht 3 (6), 185—191.

REHBINDER, E. (1988): Erste Entscheidungen zum Chemikaliengesetz. — Umwelt- und Planungsrecht 8 (6), 201—206.

REHBINDER, E. (1989): Abfallrechtliche Regelungen im Bundes-Immissionsschutzgesetz. — Deutsches Verwaltungsblatt 104 (10), 496—504.

REHBINDER, E., KAYSER, D., KLEIN, H. (1985): Chemikaliengesetz. Kommentar. — Heidelberg: Verlag C. F. Müller.

SALZWEDEL, J. (1989): Probleme der Abfallentsorgung. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 8 (9), 820—828.

SANDER, H. (1985): Die dritte und vierte Novelle zum Abfallbeseitigungsgesetz sowie das Reststoffrecht der Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes aus industrieller Sicht. — Deutsches Verwaltungsblatt 100 (14), 780—785.

SCHEIER, M. (1989): Rechtsprobleme im Spannungsverhältnis zwischen Reststoffverwertung und Abfallvermeidungsgebot. — In: Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Das neue Abfallwirtschaftsrecht. — Düsseldorf. — S. 45—53.

SCHENKEL, W. (1988): Zukünftige Entwicklung der Abfallwirtschaft vor dem Hintergrund der TA Abfall. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- u. Umwelttechnik. — S. 293—310.

SCHWACHHEIM, J. F. (1989): Zum Tatbestandsmerkmal „bewegliche Sache" in § 1 I AbfG. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 8 (2), 128—130.

SCHWEER, D. (1986): Das neue Abfallgesetz. — Der Betrieb 39 (46), 2371—2374.

SCHWERMER, G. (1988), in: KUNIG, P., SCHWERMER, G., VERSTEYL, L. A.: Abfallgesetz. — München: C. H. Beck. — §§ 1, 6—10.

SELLNER, D. (1988): Immissionsschutzrecht und Industrieanlagen. Zulassung, Abwehr und Kontrolle nach dem BImSchG. — München: C. H. Beck. — 2. Aufl.

STICH, R., PORGER, K.-W. (1988): Immissionsschutzrecht des Bundes und der Länder, Kommentar. Stand 1988 — Stuttgart: W. Kohlhammer.

SRU (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft (Sondergutachten). — Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1989): Altlasten (Sondergutachten). — Stuttgart: Metzler Poeschel (erschienen 1990).

TETTINGER, P. J. (1988): Randnotizen zum neuen Recht der Abfallwirtschaft. — Gewerbearchiv 34 (2), 41—49.

THOMAS, J. (1980): Die wirtschaftliche Vertretbarkeit nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz — Wirtschaft und Verwaltung [Beilage zum Gewerbearchiv] (4), 244—265.

ULLMANN, A. A. (1981): Der Betriebsbeauftragte für Umweltschutz aus betriebswirtschaftlicher Perspektive: Umweltpolitische Notwendigkeit oder gesetzgeberischer Perfektionismus? — Schmalenbachs Zeitschrift für betriebswirtschaftliche Forschung 33 (11), 992—1013.

WERNER, H. S., STUTTMEYER, J. (1985): Zum Erlaß einer Verordnung gem. § 14 AbfG zur Beschränkung von Einwegbehältnissen aus abfallwirtschaftlichen und umweltpolitischen Gründen. 40 (24), 1570—1574.

VERSTEYL, L.-A. (1988), in: KUNIG, P., SCHWERMER, G., VERSTEYL, L.-A.: Abfallgesetz. — München C. H. Beck. — §§ 1a, 13, 14.

2.3 Abfallbeseitigungsplanung und Zulassung der Beseitigungsanlagen

AGU (Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen) (1989): Das Umwelt Forum: Abschlußbericht über das 16. Umweltforum am 15. November in Kiel. — Bonn.

APPOLD, W., BECKMANN, M. (1990): Ziele und rechtliche Instrumente der integrierten Abfallwirtschaft. — Verwaltungsarchiv 81 (3), 307—326.

BARTELS, E. (1987): Abfallrecht. Eine systematische Darstellung. — Köln: Deutscher Gemeindeverlag. — Schriftenreihe des Freiherr-vom-Stein-Institutes, Bd. 9.

BECKMANN, M., APPOLD, W., KUHLMANN, E.-M. (1988): Zur gerichtlichen Kontrolle abfallrechtlicher Planfeststellungen. — Deutsches Verwaltungsblatt 103 (20), 1002—1012.

BIELENBERG, W., KRAUTZBERGER, M., SÖFKER, W., LÖHR, R.-P. (1989): Kommentar zum BauGB. — München: Rehm.

BOTHE, M. (1987): Rechtliche Spielräume für die Abfallpolitik der Länder nach Inkrafttreten des Bundesgesetzes über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen vom 27. August 1986. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 6 (11), 938—947.

DIHT (Deutscher Industrie- und Handelstag) (1988): Dauer von Genehmigungsverfahren: Ergebnisse einer Umfrage im DIHT-Umweltausschuß. — Bonn.

ECKERT, R. (1987): Die Entwicklung des Abfallrechts. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 6 (11), 951—958.

EDLINGER, R., POTYKA, H. (1989): Bürgerbeteiligung und Planungsrealität. Erfahrungen, Methoden und Perspektiven. — Wien, Picus Verl.

EPA (Environmental Protection Agency) (1978): Process Design Manual. Municipal Sludge Landfills. — EPA — 625/1-78-010, SW-705.

EPA (Environmental Protection Agency) (1988): Community Relations in Superfund. Interim Version. — Washington. OSWER Directive 9230.0 — 3 B.

EPA (Environmental Protection Agency), OSWER (Office of Solid Waste and Emergency Response) (1986): Guidance on Public Involvement in the RCRA Permitting Program. — OSWER Policy Directive No. 9500.00 — 1 A. — Washington.

ERBGUTH, W. (1983): Raumordnungs- und Landesplanungsrecht. — Köln: C. Heymann.

ERBGUTH, W. (1986): Raumbedeutsames Umweltrecht. Systematisierung, Harmonisierung und sonstige Weiterentwicklung. — Münster: Institut für Siedlungs- und Wohnungswesen. — Beiträge zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung, Bd. 102.

FELDHAUS, G. (1982): Entwicklung und Rechtsnatur von Umweltstandards. — Umwelt- und Planungsrecht 2 (5), 137—147.

FELDHAUS, G. (1989): Entscheidungssammlung zum Bundes-Immissionsschutzrecht. (Stand 1989). — Wiesbaden: Deutscher Fachschriftenverlag.

FRANSSEN, E. (1982): Abfallrecht. — In: SALZWEDEL, J. (Hrsg.): Grundzüge des Umweltrechts. — Berlin: E. Schmidt. — S. 399—453.

HAUBER, G. (1989 a): Wege zur Erhöhung der Akzeptanz von Abfallentsorgungsanlagen. — Müll und Abfall 21 (1), 11—19.

HAUBER, G. (1989 b): Abfall-Ingenieur-Bürger. Gemeinsam das Müllproblem lösen. — Karlsruhe, C. F. Müller.

HEIDE, H.-J. von der (1989): Organisationsfragen der Abfallbeseitigung und der Abfallwirtschaft. — In: WALPRECHT, D. (Hrsg.): Abfall und Abfallentsorgung — Vermeidung, Verwertung, Behandlung. — Köln: C. Heymanns. — 191—203.

Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU) (1986): Prüfungskatalog zur Bestimmung von Deponiestandorten für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle — Abfälle der Kategorie I. — Wiesbaden.

Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU) (1988 a): Prüfungskatalog zur Bestimmung von Standorten für Sonderabfallverbrennungsanlagen — Entwurf. — Wiesbaden.

Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU) (1988 b): Prüfungskatalog zur Bestimmung von Standorten für Monodeponien. — Wiesbaden.

HOHMANN, H. (1989): „Hochzonung", Subsidiarität der Abfallentsorgung und die kommunale Selbstverwaltung: Änderung von Kompetenzen? — Umwelt- und Planungsrecht 9 (11—12), 413—416.

HÖSEL, G., LERSNER, H. von (1990): Recht der Abfallbeseitigung. Stand 1990. — Berlin: E. Schmidt.

HOLZNAGEL, B. (1989): Die Standortfindung von Entsorgungsanlagen im System der Sonderabfallregulierung der Vereinigten Staaten. — Deutsches Verwaltungsblatt 104 (21), 1080—1087.

HOPPE, W. (1981): in: ERNST, W., HOPPE, W. (Hrsg.): Öffentliches Bau- und Bodenrecht, Raumplanungsrecht. — 2. Aufl. — München: C. H. Beck.

HOPPE, W., BECKMANN, M. (1990): Planfeststellung und Plangenehmigung im Abfallrecht. Vorschläge zur Erleichterung des abfallrechtlichen Zulassungsverfahrens. — Münster.

JUNG, G. (1988): Die Planung in der Abfallwirtschaft. — Berlin: E. Schmidt. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 20.

JUNG, G. (1990), in: BIRN, H., JUNG, G. (Hrsg.): Abfallbeseitigungsrecht für die betriebliche Praxis. Teil 2. — Kissing: WEKA.

KLOEPFER, M. (1987): Die Verantwortlichkeit für Altlasten im öffentlichen Recht. — Natur + Recht 9 (1), 7—21.

KOCH, H.-J. (1985): Bodensanierung nach dem Verursacherprinzip. — Heidelberg: C. F. Müller. — S. 91—125.

KOLODZIEJCOK, K.-G., RECKEN, J. (1990): Naturschutz, Landschaftspflege und einschlägige Regelungen des Jagd- und Forstrechts. — Berlin: E. Schmidt.

Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA) (1987): Entwurf einer Richtlinie über die Untersuchung und Beurteilung von Abfällen. Teil 2: Empfehlungen zur Beurteilung der Ergebnisse von Abfalluntersuchungen — Beseitigung von Abfällen durch Ablagerung unter besonderer Berücksichtigung wasserwirtschaftlicher Gegebenheiten. — Düsseldorf.

Landesregierung Niedersachsen (1989): Schnellere und kalkulierbare Genehmigungsverfahren. — Hrsg.: Presse- und Informationsamt der niedersächsischen Landesregierung. — Hannover.

Landesregierung Nordrhein-Westfalen (1989): Überprüfung von Genehmigungsverfahren. — Hrsg.: Presse- und Informationsamt der Landesregierung Nordrhein-Westfalen. — Düsseldorf.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Arbeitskreis Gewässergüte) (1987): LAWA-Grundwasserschutzprogramm 1987. Bericht über Gefährdungspotentiale und Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers in der Bundesrepublik Deutschland. — Berlin: E. Schmidt.

MELUF BW (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg) (Hrsg.) (1987): Standortvergleiche für eine thermische Sonderabfallentsorgungsanlage, Entwurf. — Gutachten erstellt von GOEPFERT, REIMER & PARTNER Ingenieurgesellschaft mbH. — Hamburg.

MÜLLER, K., HOLST, M. (1987): Raumordnung und Abfallbeseitigung. — Empirische Untersuchung zu Standortwahl und -durchsetzung von Abfallbeseitigungsanlagen. — Bonn. — Schriftenreihe 06 „Raum-

ordnung" des Bundesministers für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau, Bd. 06.065.

Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (1986): Geowissenschaftliche Vorsorgeuntersuchungen zur Standortfindung für die Ablagerung von Sonderabfällen. — Hannover: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung.

NOEKE, J., TIMM, J. (1989): Sonderabfall, Altlasten und Öffentlichkeit. — Abfallwirtschaftsjournal 1 (3), 24—29.

PASSLICK, H. (1986): Die Ziele der Raumordnung und Landesplanung. — Münster: Institut für Siedlungs- und Wohnungswesen. — Beiträge zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung, Bd. 105.

ROHRBECK, M. (1979): Standortwahl in der Abfallwirtschaft: Grundlagen für die regionale Gestaltung von Abfallentsorgungssystemen. — Bielefeld: E. Schmidt.

RONELLENFITSCH, M. (1989): Standortwahl bei Abfallentsorgungsanlagen. — In: Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Das neue Abfallwirtschaftsrecht. — Düsseldorf. — S. 103—129.

SCHÄFER, R. (1985): Konzentrationswirkung der Genehmigung im Abfallbeseitigungsrecht. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 4 (6), 383—387.

SCHENKEL, W. (1990): Die Planung der Abfallwirtschaft. — In: HOPPE, W., APPOLD, W. (Hrsg.): Umweltschutz in der Raumplanung. — Münster. — Beiträge zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung, Bd. 133. — S. 132—153.

SCHINK, A. (1986): Wasserrechtliche Probleme der Sanierung von Altlasten. — Deutsches Verwaltungsblatt 101 (4), 161—170.

SCHLARMANN, H. (1980a): Das Verhältnis der privilegierten Fachplanungen zur kommunalen Bauleitplanung. — Münster: Institut für Siedlungs- und Wohnungswesen. — Beiträge zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung, Bd. 56.

SCHLARMANN, H. (1980b): Privilegierte Fachplanungen als Ziele der Raumordnung und Landesplanung und ihre Umsetzung in die Bauleitplanung nach § 1 Abs. 4 BBauG. — Deutsches Verwaltungsblatt 96 (7), 275—283.

SCHMIDT-ASSMANN, E. (1982): Umweltschutz im Recht der Raumplanung. — In: SALZWEDEL, J. (Hrsg.): Grundzüge des Umweltrechts. — Berlin: E. Schmidt. — S. 117—170.

SCHULTE-HILLEN und MÖLLER (1989): Abfallwirtschaft: Innovationshemmnisse im staatlichen Einflußbereich und Möglichkeiten ihres Abbaus. Studie im Auftrag des Bundesministers für Forschung und Technologie (FKZ 3590 — PLI — 1372): — Köln.

SCHWERMER, G. (1988), in: KUNIG, P., SCHWERMER, G., VERSTEYL, L.-A.: Abfallgesetz. — München: C. H. Beck. — §§ 6—10.

SIEDER, F., ZEITLER, H., DAHME, H. (1988): Wasserhaushaltsgesetz. Stand 1988. — München: C. H. Beck.

SRU (1978): Umweltgutachten 1978. — Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1987): Umweltgutachten 1987. — Stuttgart: Kohlhammer (erschienen 1988).

SRU (1988): Zur Umsetzung der EG-Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung in das nationale Recht (Stellungnahme). — Deutsches Verwaltungsblatt 103 (1), 21—28. — Zugleich: (1987). — Bonn. — Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit informiert.

SRU (1989): Altlasten (Sondergutachten). — Stuttgart: Metzler-Poeschel (erschienen 1989).

STAUPE, J. (1988): Rechtliche Aspekte der Altlastensanierung. — Deutsches Verwaltungsblatt 103 (13), 606—612.

WEIDEMANN, C. (1988): Abfallentsorgungspläne — ein wirksames Instrument des Entsorgungsrechts? — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 7 (11), 977—982.

2.4 Ökonomische Aspekte der Abfallwirtschaft

BACCINI, P., BRUNNER, P. H. (1990): Der Einfluß von Maßnahmen auf den Stoffhaushalt der Schweiz, insbesondere auf die Entsorgung von Abfällen. — Müll und Abfall 22 (5), 252—270.

BICK, H., HANSMEYER, K. H., OLSCHOWY, G., SCHMOOK, P. (Hrsg.) (1984): Angewandte Ökologie — Mensch und Umwelt. — Bd. I. — Stuttgart.

BÖKEMANN, D. (1964): Standortbezüge der Müll- und Abfallbeseitigung. Regionalwissenschaftliche Grundlagen. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch, Bd. 1. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

BUNDE, J. (1989): Mögliche Strategien einer verstärkten kommunalen Abfallverwertung. — Der Gemeindehaushalt 90 (8), 176—180.

BUNDE, J., ZIMMERMANN, H. (1988): Abfall in ökonomischer Sicht. — Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 1 (2), 175—182.

FABER, M. (1988): Volkswirtschaftliche Auswirkungen der Vermeidung und Verwertung von Abfällen. — In: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.): Luft, Boden, Abfall, Heft 2. — Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Baden-Württemberg, Juni 1988.

FLEISCHER, G. (1990): Abfallvermeidung in der Abfallwirtschaft. — Entsorgungs-Praxis 8 (1/2), 8—14.

HECHT, D. (1988): Ökonomische Aspekte der Abfallwirtschaft. — In: Ruhr-Forschungsinstitut für Innovations- und Strukturpolitik e. V. (RUFIS), Nr. 1.

KABELITZ, K. R. (1979): Ökonomische Aspekte der Abfallwirtschaft. — In: VOGL, J., HEIGL, A., SCHÄ-

FER, K. (Hrsg.): Handbuch des Umweltschutzes. Landsberg/Lech: Ecomed 8, III-13, S. 9—10.

KLEINKALTENKAMP, M. (1985): Recycling-Strategien. — Berlin: E. Schmidt. — Grundlagen und Praxis der Betriebswirtschaft, Bd. 52.

LAMBSDORFF, O. GRAF (1990): Duale Abfallwirtschaft statt Markteingriffe. — Handelsblatt 5./6. Januar 1990, Nr. 4.

MÜLLER, J. H. (1975): Produktionstheorie. — In: EHRLICHER, W. et al. (Hrsg.): Kompendium der Volkswirtschaftslehre, 5. Aufl., Bd. 1. — Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht. — S. 57—113.

RIEBEL, P. (1955): Die Kuppelproduktion. — Köln, Opladen: Westdt. Verl.

SRU (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft (Sondergutachten). — Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1989): Altlasten (Sondergutachten). — Stuttgart: Metzler-Poeschel.

STREBEL, H. (1978): Industriebetriebliche Abfallwirtschaft im Spannungsfeld ökonomischer und ökologischer Ziele. — Zeitschrift für betriebswirtschaftliche Forschung (zfbf) 30, 844—854.

TIETZ, H.-P. (1986): Planerische Aspekte der Abfallwirtschaft in Verdichtungsräumen. — Karlsruhe: Univ., Inst. für Städtebau u. Landesplanung.

ZIMMERMANN, B. (1950): Ausführlicher Bericht über die tatsächlich bemerkenswerte Häufung von Dachpappenfabriken im Köln-Mühlheimer Bezirk. — Phillips-Universität Marburg, Abt. für Finanzwissenschaft. — Manuskript.

2.5 Internationale Aspekte der Abfallwirtschaft

BENTLAGE, H. (1990): Völkerrechtliche Abfallexport-Regulierung. — Informationsdienst Umweltrecht 1 (1), 19—21.

BMI (1985): Probleme der Sonderabfallbeseitigung. — In: Umwelt (BMI, jetzt BMU) 1 (1), 15—17.

BR-Drucksache 432/88 (Beschluß): Beschluß des Bundesrates zum Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Änderung der Richtlinie 75/442 EWG über Abfälle; Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über gefährliche Abfälle, 25. November 1988.

BR-Drucksache 530/89 (Beschluß): Beschluß des Bundesrates zur Mitteilung der Kommission der Europäischen Gemeinschaften an den Rat und das Europäische Parlament über die Gemeinschaftsstrategie für die Abfallwirtschaft, 21. Dezember 1989.

BT-Drucksache 11/2171: Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage Drucksache 11/2075, Abfallexport, 31. März 1988.

BT-Drucksache 11/6134: Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage Drucksache 11/5610, Sondermüll, 18. Dezember 1989.

BT-Drucksache 11/6150: Antwort der Bundesregierung auf die Große Anfrage Drucksache 11/5059, Vollzugsdefizite beim Abfallexport in die Dritte Welt, 21. Dezember 1989.

ECKERT, R. P. (1989): Die Abfallverbringungs-Verordnung vom 18. November 1988. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 8 (2), 125—126.

GRABITZ, E. (1989): Handlungsspielräume der EG-Mitgliedstaaten zur Verbesserung des Umweltschutzes. — Recht der Internationalen Wirtschaft 35 (8), 623—636.

HÖSEL, G., LERSNER, H. von (1990): Recht der Abfallbeseitigung. Stand 1990. — Berlin: E. Schmidt.

KEMPIS, K. von (1985): Überlegungen zu der Vereinbarkeit der Abfallbeseitigung im Inland mit dem EWG-Vertrag. — Umwelt- und Planungsrecht 5 (10), 354—362.

KLAGES, C. (1988): Rechtliche Instrumente zur Abfallvermeidung. — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 7 (6), 481—487.

KÖLLER, H. von (1988): Die neue Abfallverbringungsverordnung. — Entsorga 7 (10), 12—18.

Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1989): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Parlament. Gemeinschaftsstrategie für die Abfallwirtschaft. — SEK (89) 934 endg.

KUNIG, P. (1989): Rechtsfragen der Abfallausfuhr in die Dritte Welt. — Natur und Recht 11 (1), 19—22.

LERSNER, H. von (1989): Europäische Perspektiven für die Entsorgungswirtschaft. — Gesundheit und Umwelt (1/2), 67—73.

RUBLACK, S. (1989): Fighting Transboundary Waste Streams: Will the Basel Convention help? — Verfassung und Recht in Übersee 22 (4), 364—391.

SCHEUING, D. (1989): Umweltschutz auf der Grundlage der Einheitlichen Europäischen Akte. — Europarecht 24 (2), 152—192.

SCHRÖDER, M. (1989): Der Vollzug abfallrechtlicher Richtlinien der Europäischen Gemeinschaft. — In: Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Das neue Abfallwirtschaftsrecht. — Düsseldorf. — S. 9—26.

STOA (Scientific and Technological Options Assessment — European Parliament) (1989): Hazardous Waste Prevention. — Luxemburg (erschienen 1990).

SZELINSKI, B.-A. (1986): Die aktuelle Situation der Sonderabfallbeseitigung in der Europäischen Gemeinschaft. — In: Minister für Umwelt und Gesundheit (Hrsg.): Abfallwirtschaft in Rheinland-Pfalz. Band 2 (Sonderabfall und Altlasten) — Mainz: S. 45—60.

Task Force (1989): Task Force-Bericht Umwelt und der Binnenmarkt. Schlußfolgerungen. — Kommission der Europäischen Gemeinschaften (Hrsg.).

UBA (1986): Daten zur Umwelt 1986/87. — Berlin: E. Schmidt.

WILLMOWSKY, P. von (1990): Abfallwirtschaft im Binnenmarkt. — Düsseldorf: Werner-Verlag.

3 Stand und Entwicklung des Abfallaufkommens, der Abfallzusammensetzung und der Entsorgung

ARGUS (Arbeitsgruppe Umweltstatistik des Fachbereichs Informatik an der TU Berlin) (1986): Bundesweite Hausmüllanalyse 1983—1985. — Berlin: Umweltbundesamt. — UBA-Forschungsbericht 103 03 508.

BATTELLE (1989): METHA trennt Spreu vom Weizen. — Mechanische Trennung von Baggergut löst Umweltprobleme. — Battelle Information vom 8. Dezember 1989.

BERK, W. von (1987): Hydrochemische Stoffumsetzungen in einem Grundwasserleiter — beeinflußt durch eine Steinkohlenbergehalde. — Düsseldorf: Landesamt für Wasser und Abfall des Landes Nordrhein-Westfalen. — Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 49.

BfG (1982): Jahresbericht 1981. — Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde.

BMV (1988): Entwicklung eines WSV-spezifischen Deponiekonzeptes für die Lagerung belasteten Baggergutes. — FE-Vorhaben Nr. 30210/87. — Bonn.

BORTLISZ, J., KORBER, H.-G., MALZ, F. (1989): Organische Komponenten und Schwermetalle in kommunalen Klärschlämmen und landwirtschaftlich genutzten Böden. — Abwassertechnik (awt) 40 (4), 3—6.

BSM Gesellschaft für Betriebsberatung mbH (1988): Erarbeitung von Vorschlägen und Alternativen für die nach § 5a AbfG anstehende Rechtsverordnung zur Regelung der Altölentsorgung aufgrund einer Datenbasis über das mengen- und qualitätsmäßige Altölaufkommen in der Bundesrepublik Deutschland. — Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Abfallbeseitigung Nr. 103 03 218. — Düsseldorf.

BSM Gesellschaft für Betriebsberatung mbH (1989): Mengen, Verwertung und Entsorgung von Altreifen in der Bundesrepublik Deutschland. — Umweltforschungsplan des BMU. — Forschungsbericht Nr. 103 03 220/01 Abfallwirtschaft. — Düsseldorf.

BT-Drucksache 11/756: Bericht der Bundesregierung über den Vollzug des Abfallgesetzes vom 27. August 1986, 1. September 1987.

BT-Drucksache 11/2888: Schadstoffbelastungen in Baggergut aus Flüssen und Hafenschlick, 8. September 1988.

BT-Drucksache 11/3847: Bericht der Bundesregierung über den Stand der Arbeiten zur Umsetzung der Beschlüsse der 2. Internationalen Nordsee Konferenz (2. INK) vom 24. bis 25. November 1987 in London, 17. Januar 1989.

BT-Drucksache 11/6134: Sondermüll, 18. Dezember 1989.

BT-Drucksache 11/6373: Bericht der Bundesregierung über den Stand der Arbeiten zur Umsetzung der Beschlüsse der 2. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (2. INK) vom 24. bis 25. November 1987 in London und über Vorbereitungsarbeiten zur 3. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (3. INK) vom 7. bis 8. März 1990 in Den Haag, 7. Februar 1990.

DEGUSSA (1988): Edelmetall-Recycling aus verbrauchten Autoabgas-Katalysatoren. — Frankfurt/M.: DEGUSSA. — Presse-Information vom 27. April 1987.

DRESCHER-KADEN, U., MATTHIES, M., BRÜGGEMANN, R. (1989): Organische Schadstoffe in Klärschlämmen. — Gas- und Wasserfach (gwf)-Wasser/Abwasser 130 (12), 613—620.

EDER, G. (1989): Entwicklung des Hausmüllaufkommens in der Bundesrepublik Deutschland: Prognoseszenarien. — Berlin: Umweltbundesamt. — Texte 19/89.

ENGLER, H. E. (1988): Katalysatoren zur Reduzierung von Schadstoffen in Autoabgasen. — Luftreinhaltung (6) 22—29.

FRIEGE, H., KLÖS, H., LEUCHS, W., STOCK, H.-D., KIRCHNER, W. (1989): Contamination of sediments of the river RHEIN: Recent developments and perspectives. — In: Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.): Der Hafen — eine ökologische Herausforderung. — Hamburg. — S. 128—131.

GEWU Consult-Gesellschaft für Energie, Wirtschaft und Umwelt mbH (1989): Stand der Entsorgung von Krankenhausabfällen in der Bundesrepublik Deutschland. — Umweltforschungsplan des BMU. — Forschungsbericht Nr. 103 03 223/02. — Berlin.

GÖHREN, H. (1982): Probleme der Baggergutunterbringung des Hamburger Hafens. — Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 23 (2), 95—104.

GOSCH, J. (1989): Fondsregelung bei Klärschlammverwertung. — Sonderdruck aus BADK-Information 4/89.

GÜNNEWIG, H., ULLRICH, W. (1986): Recycling von Altautos. — Thyssen Technische Berichte (2), 245—253.

HAGEMANN, J. J., KLINGEBIEL, S. (1989): Klärschlammentsorgung der Asphaltindustrie: Praktische Erfahrungen und Zukunftsperspektiven. — Baustoff-Recycling (6), 14—17.

HAHN, J. (1988): Auch Hausmüll ist Sonderabfall. — Entsorgungs-Praxis 6 (7), 292—298.

HANNES, K. W. (1989): Verbrennung von Klärschlämmen in Schmelzkammerfeuerungen. — Entsorgungs-Praxis Spezial (8), 32—35.

HERRLER, J. (1988): Problemmüllerfassung als Ergänzung zur stofflichen Verwertung von Abfällen. — Müll und Abfall 29 (10), 452—460.

HOFMANN-GRÜNEBERG, F. (1987): Auto und Recycling: Katalysatoren — zu wissen, es ist Platin. — mot-Technik (5), 112—114.

JUNGHÄNEL, A. (1989): Entsorgung von Klärschlämmen nach dem „Alfelder Modell". — Entsorgungs-Praxis Spezial Nr. 8, S. 23—32.

KESTEN, U. (1989): Abfallwirtschaft 1987. — Wirtschaft und Statistik 12/89, S. 812—817.

KNÖPP, H. (1989): Flußsedimente und Hafenbaggerschlämme. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 3009. Lfg. 4/89, Berlin: E. Schmidt. — Loseblatt-Ausg.

LAGA/LAWA (1990): Klärschlammentsorgung. — 2. LAGA/LAWA-Zwischenbericht vom 15. Februar 1990 zur 34. Umweltministerkonferenz. — Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

LENZ, O. (1983): Stand der Untersuchungen zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie. — Kali und Steinsalz 13 (12), 406—410.

LIETH, H. (1987): Studien zum Osnabrücker Agrarökosystem-Modell OAM für das landwirtschaftliche Intensivgebiet Südoldenburg. — Bonn: Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO-Programm „Man and the Biosphere (MAB)". — MAB-Mitteilungen Nr. 26.

LOLL, U. (1989): Neue Trends zur Klärschlammverbrennung unter Hochtemperaturbedingungen. — Abfallwirtschaftsjournal 1 (9), 57—62.

LUDWIG, U. (1989): Künftige Unterbringung des Baggergutes aus der Unterhaltungsbaggerung in den Bremischen Häfen. — In: Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.): Der Hafen — eine ökologische Herausforderung. — Hamburg. — S. 31—32.

LURCH, C. H. (1986): Tierkörperbeseitigung in der Fleischmehlindustrie: Trotz geringer Wertschätzung ein sicheres Überleben. — Entsorga-Magazin Entsorgungswirtschaft (9), 28—30.

MALZ, F., BORTLISZ, J. (1988): Die landwirtschaftliche Nutzung des Klärschlammes. — Abwassertechnik (awt) 39 (1), 11—15 und (2), 9—11.

PAREY, J. (1986): Auto, Motor und Kunststoff? — Thyssen Technische Berichte (2), 291—303.

PAUTZ, D. (1987): Die abfallwirtschaftliche Bedeutung der Verwendung von Kunststoffen im Automobilbau. — Berlin: Umweltbundesamt (unveröffentl. Manuskr.).

PIETRZENIUK, H.-J. (1986): Behandlung und Verwertung der Abfälle aus Bergbaubetrieben. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 8622, Lfg. 6/86 Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

PINNEKAMP, J. (1987): Synopse der Verfahren zur Klärschlammbehandlung und -verwertung. — Wissenschaft und Umwelt (ISU) (3), 109—120.

POOK, H. (1989): Das CORMIN-Verbrennungsverfahren für Klärschlamm: KHD HW-Schmelzzyklonverfahren. — Entsorgungs-Praxis Spezial Nr. 8, S. 36—38.

RENNER, H. (1987): Behandlung und Verwertung von verbrauchten edelmetallhaltigen Katalysatoren (Spent Catalysts). — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 8595, Lfg. 6/87 Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

RUDOLPH, K.-U. (1987): Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung — aktuelle Entwicklungen und Zukunftsperspektiven. — In: Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik. — Essen: Vulkan. — 2. Aufl., S. 578—584.

SCHROTH, E. (1977): Die Errichtung einer Großhalde unter umweltschützenden Bedingungen. — Kali und Steinsalz 7 (4), 147—154.

SCHULZ, D. (1989): Das Berghaldenkonzept der Ruhrkohle AG. — Glückauf 125 (1/2), 84—88.

SRU (1980): Umweltprobleme der Nordsee (Sondergutachten). — Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft (Sondergutachten). — Stuttgart: Kohlhammer.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1987a): Öffentliche Abfallbeseitigung 1984. — Fachserie 19, Reihe 1.1. — Stuttgart: Kohlhammer.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1987b): Abfallbeseitigung im produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern 1984. — Fachserie 19, Reihe 1.2. — Stuttgart: Kohlhammer.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1989): Sonderabfälle 1984 gemäß Sonderabfall- und Reststoffbestimmungsverordnung (Entwurf vom 3. Januar 1989) nach Aufkommen und Struktur. — Arbeitsunterlage. — Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1990a): Öffentliche Abfallbeseitigung 1987. — Fachserie 19, Reihe 1.1. — Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1990b): Abfallbeseitigung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern 1987. — Fachserie 19, Reihe 1.2. — Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1990c): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 1987. — Fachserie 19, Reihe 2.1. — Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1990d): Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im Bergbau und Verarbeitenden Gewerbe und bei Wärmekraftwerken für die öffentliche Versorgung 1987. — Fachserie 19, Reihe 2.2. — Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1990e): Zusatzerhebung über das Lagern naturbelassener Stoffe im Bergbau. — Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.) (1989): Der Hafen — eine ökologische Herausforderung. — Internationaler Umweltkongreß, veranstaltet von der Umweltbehörde Hamburg im September 1989. — Hamburg.

VETTER, H., STEFFENS, G. (1987): Mit Gülle immer gezielt düngen: Umweltbelastung dringend vermeiden. — Lohnunternehmen H. 5, S. 330—333.

WITTE, T., LIETH, H. (1990): Ökologisch-ökonomische Modelle zur Beschreibung und Lösung von Konfliktfällen im Agrarraum. — Göttingen: Gesellschaft für Ökologie. — Verhandlungen GfÖ (in Vorber.).

4 Vermeidung und Verwertung von Abfällen

AMSONEIT, N. (1987): Verwertbare Galvanoschlämme — aus Metallhydroxiden marktgängige Schwermetalle zurückgewinnen. — Umwelt (VDI) 17 (19), 423—428.

AMSONEIT, N. (1989): Wiedergewinnung und Verwertung produktionsspezifischer Abfälle aus Oberflächenbehandlungsanlagen mit anorganischen Stoffen. — gi Gesundheits-Ingenieur — Haustechnik — Bauphysik — Umwelttechnik 110 (5), 251/S 17 — 255/ S 21.

ANGERER, G. (1988): Halone — Verwendung, Freisetzung, Emissionsminderung. — Arbeitspapier. — In: ANGERER et al. (1990), Anhang C.

ANGERER, G., BÖHM, E., SCHÖN, M., TÖTSCH, W. (1990): Möglichkeiten und Ausmaß der Minderung luftgängiger Emissionen durch neue Umweltschutztechnologien. — Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT), Forschungsbericht. — Karlsruhe: Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. — S. B20.

Arbeitsgruppe der UMK (1985): Bericht der Arbeitsgruppe „Ökonomische Instrumente im produktbezogenen Immissionsschutz und in der Abfallwirtschaft" an die 25. Umweltministerkonferenz (v. 14. Oktober 1985).

ARNDT, M. (1989): Sorgen mit der Entsorgung. — Ein Projekt im Auftrag des BMFT ist auf der Suche nach komplexen entsorgungsfreundlichen Produkten. — Müllmagazin 2 (3), 25—27.

AUTO UND RECYCLING (1989): Broschüre des BDS (Bundesverband der Deutschen Schrottwirtschaft), GKV (Gesamtverband kunststoffverarbeitende Industrie), VDA (Verband der Automobilindustrie e. V.), VKE (Verband Kunststofferzeugende Industrie) und der Wirtschaftsvereinigung Stahl vom 31. Juli 1989. — S. 1—17.

BAARS, B. A. (1988): Vermeidung und Verwertung von Sonderabfällen — notwendiger Bestandteil der industriellen Abfallwirtschaft. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 667—689.

BACCINI, P. (1987): Die Schweiz ist gut versorgt — wie wird sie entsorgt? — Chimia 41 (7—8), 195, 229—231.

BACKMAN, M., HUISINGH, D., PERSSON, E., SILJEBRATT, L. (1990): Preventive environmental protection strategy: first results of a Swedish experiment in Landskrona. — In: International Environmental Bureau (IEB Genf): SPECIAL WASTES: Prevention — Reduction — Disposal — State of the art in technology and management. — Proceedings of an international symposium sponsored and organised by Ciba-Geigy Ltd. — S. 108—126.

BAERENS, M. (1990): „Darmausgang der Nation". Die Deponie Schönberg bietet vielen EG-Staaten die Entsorgung ihres Mülls zu Tiefstpreisen an. — Müllmagazin 3 (2), 43—46.

BARGHOORN, M., DOBBERSTEIN, J., EDER, G., FUCHS, J., GÖSSELE, P. (1981): Bundesweite Hausmüllanalyse 1979/80. — Forschungsbericht 103 03 503, Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern (BMI). — Berlin: TU, ARGUS (Arbeitsgruppe Umweltstatistik).

BARGHOORN, M., GÖSSELE, P., KAWORSKI, W., TIBURTIUS, TH. (1986): Bundesweite Hausmüllanalyse 1983—1985. — Forschungsbericht 103 03 508, Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). — Berlin: TU, ARGUS (Arbeitsgruppe Umweltstatistik).

BASCHE, I., PHILIPSEN, C. (1990): Stadt Dortmund. Abfallwirtschaftliches Gesamtkonzept, Teil IV: Sonderabfall. — IFEU-Institut Heidelberg.

BDE (Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft — VPS) (1988): Entsorgungskonzept für Haushalts-Kältegeräte. — Umweltschonende Entsorgung 2. — 12 S.

BDI (Bundesverband der Deutschen Industrie) (1988a): Recyclinggerechte Produktion und Produktgestaltung — Workshop des BDI in Zusammenarbeit mit dem BMU am 5. Oktober 1988 in Köln — Köln: BDI-Dokumentation.

BDI (1988b): Bericht 1986—1988. — Abteilung Umweltpolitik — Abgeschlossen: 1. Oktober 1988. — Köln: BDI-Dokumentation.

BECKER, J. (1985): Informales Verwaltungshandeln zur Steuerung wirtschaftlicher Prozesse im Zeichen der Deregulierung. — DÖV, 1003—1009.

BECKER, CH. (1989): Zur Mitwirkung des einzelnen bei der Wiederverwertung von Abfällen sowie bei der Behandlung von Sondermüll und Bauabfällen. — NWVBl (8), 269—277.

Bericht der Bundesregierung (1987): Bericht der Bundesregierung über den Vollzug des Abfallgesetzes vom 27. August 1986. — Bonn: Heger-Verl. — BT-Drucksache 11/756 vom 1. September 1987. — Teil A: Bericht (S. 3—22). — Teil B: Materialien (Anhang) (S. 23—128).

BIEDENKOPF, K. H. (1966): Zur Selbstbeschränkung auf dem Heizölmarkt. — Betriebsberater, 1113—1119.

BILITEWSKI, B., MAREK, K., HÄRDTLE, G. (1989): Branchenkonzepte — Neuer Ansatz zur Erfassung, Verwertung und Vermeidung von Sonderabfallkleinmengen. — Abfallwirtschafts-Journal 1 (4), 11—15.

BISCHOF, J., BÖHM, E. (1986): Innerbetriebliche Wertstoffrückgewinnung in der Galvanik. — Berlin: UBA. — Texte 30/86.

BMU (Hrsg.) (1988): Was Sie schon immer über Abfall und Umwelt wissen wollten. — Stuttgart: Kohlhammer.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1988): Noch zu viel Sheddermüll. — Umwelt (BMU) (2), 86.

BMU (1989a): Neuordnung der Sonderabfallentsorgung. — Umwelt (BMU) (10), 477—478.

BMU (1989b): Keine Dünnsäure mehr in die Nordsee. — Umwelt (BMU) (12), 564—565.

BMU (1990a): Umweltfreundliches und energiesparendes Bauen. Entwürfe von Zielfestlegungen zur Verwertung von Bauschutt, Baustellenabfällen, Erdaushub und Straßenaufbruch vom 3. Januar 1990. — Umwelt (BMU) (2) 59—61 und (12), 577—578.

BMU (1990b): Umweltbericht 1990 des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. — Bonn: Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft.

BÖHM, E., TÖTSCH, W. (1989): Cadmium Substitution: Stand und Perspektiven. — Köln: Verl. TÜV Rheinland. — 160 S.

BÖRLIN, M., STAHEL, W. R. (1987): Wirtschaftliche Strategien der Dauerhaftigkeit, Betrachtungen über die Verlängerung der Lebensdauer von Produkten als Beitrag zur Vermeidung von Abfällen. — Basel: Schweizerischer Bankverein, Heft 32.

BOHNE, E. (1981): Der informale Rechtsstaat. Eine empirische und rechtliche Untersuchung zum Gesetzesvollzug unter besonderer Berücksichtigung des Immissionsschutzes. — Berlin: Duncker & Humblot.

BOHNE, E. (1984): Informales Verwaltungs- und Regierungshandeln als Instrument des Umweltschutzes. — VerwArch., 343—362.

BORMANN, W., FUNCKE, R. (1985): Ermittlung der Möglichkeiten zur Reduzierung von Hausmüllmengen mittels Beeinflussung des Verbraucherverhaltens — (Forschungsbericht) FKZ-Nr. 103 01 223. — Im Auftrag des Umweltbundesamtes.

BOSSE, K. (1988): Konzepte zur Entwicklung integrierter Produktionsverfahren in der Oberflächentechnik unter besonderer Berücksichtigung umwelttechnischer Belange. — Manuskript, 16 S.

BOSSE, K. (1990): Vermeidung und Verwertung von anorganischen Sonderabfällen: Metallhaltige Schlämme aus der Oberflächenbehandlung. — Entsorgungs-Praxis-Spezial, Sonderheft Nr. 1, S. 11—17.

BR-Drucksache 705/89: Beschluß des Bundesrates vom 16. Februar 1990.

BRAHMS, E., EDER, G., GREINER, B. (1989): Papier — Kunststoff — Verpackungen — Eine Mengen- und Schadstoffbetrachtung. — Berlin: E. Schmidt. — UBA-Berichte 1/89.

BRAUNGART, M. (1989): Die Schlüsselrolle von Abfall-Zwischenlagern bei der Umdeklaration und dem Export von Sondermüll. — In: ARGUS (Arbeitsgruppe Umweltstatistik an der Technischen Universität Berlin) — COMETT — Seminar: Umweltentlastung durch Überwachung und Optimierung von Abfallentsorgungsverfahren — Berlin, 19.—20. Oktober 1989. — S. 14—17.

BRICE, P., MÜLLER, K. (1989): Schlammbildung im Otto-Motor, Vergleich von Prüfstands- und Feldversuchen. — Mineralöltechnik 34 (2), 14.

BSM (Gesellschaft für Betriebsberatung mbH) (1988a): Vergleichende Betrachtung von Altölaufarbeitung und Altölverbrennung sowie Diskussion von Maßnahmen zur Unterstützung der Altölaufarbeitung. — Düsseldorf.

BSM (Gesellschaft für Betriebsberatung mbH) (1988b): Erarbeitung von Vorschlägen und Alternativen für die nach § 5a AbfG anstehende Rechtsverordnung zur Regelung der Altölentsorgung aufgrund einer Datenbasis über das mengen- und qualitätsmäßige Altölaufkommen in der Bundesrepublik Deutschland. — Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Abfallbeseitigung (Nr. 103 03 218). — Düsseldorf.

BT-Drucksache 11/3971: Schriftliche Fragen mit den in der Woche vom 6. Februar 1989 eingegangenen Antworten der Bundesregierung. 10. Februar 1989. — S. 32.

Bundesverband Glasindustrie (und Mineralfaserindustrie, BVGlas) (1988): Altglasverwertung der Behälterglasindustrie. — Informationsschrift. — Düsseldorf: BVGlas.

Bundesverband Glasindustrie (und Mineralfaserindustrie, BVGlas) (1989): Altglasverwertung der Behälterglasindustrie. — Informationsschrift. — Düsseldorf: BVGlas.

Bundesverband Papierrohstoffe (bvp) (1988): Geschäftsbericht 1987. — Köln: bvp.

BURKHARD, T. (1989): Abfallproblematik bei kleinen und mittleren Betrieben. — In: Institut für ökologisches Recycling (IföR) (Hrsg.): Ökologische Abfallwirtschaft. Umweltvorsorge durch Abfallvermeidung. Dokumentation des Fachkongresses vom 30. November — 2. Dezember 1989 in Berlin. — Berlin: Selbstverlag IföR-Institut. — S. 111—115.

CZICHOS, H. (1986): Stand und Perspektiven der Tribologie. — In: zum GAHR, K. H. (Hrsg.): Reibung und Verschleiß bei metallischen und nichtmetallischen Werkstoffen. — Oberursel: Verl. DGM-Informationsgesellschaft. — S. 16.

DECHEMA (1990): Produktionsintegrierter Umweltschutz in der chemischen Industrie — Verpflichtung und Praxisbeispiele. — Frankfurt a. M.: Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparatewesen, Chemische Technik und Biotechnologie (DECHEMA, red. Bearb.: WIESNER, J.) [gemeinsam mit VDI/GVC, Düsseldorf und SATW, Zürich]. — 110 S.

DIERKES, M., HANSMEYER, K.-H. (1985): Umwelt und Gesellschaft. Beiträge und Empfehlungen zur Rechts-, Politik- und Wirtschaftswissenschaftlichen Analyse von Umweltproblemen. — Zeitschrift für Umweltpolitik (ZfU) 8 (1), 1—28.

DRECHSLER, W. (1987): CKW-Entsorgung im Licht der Zielhierarchie des neuen Abfallrechts: Jetzt fehlt nur noch der Vollzug. — ENTSORGA-Magazin (6/7), 56—60.

DRECHSLER, W. (1990): Vermeidung organischer Sonderabfälle. Beispiele, Branchen, Produkte. — Entsorgungs-Praxis, Spezial Sonderheft No. 1, 17—22.

DRECHSLER, W., SUTTER, H. (1985): Art und Behandlung von Chlorkohlenwasserstoffrückständen in der chemischen Industrie. — In: HÖSEL, G. et al.

(Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 8594, Lfg. 2/1985. Berlin: E. Schmidt. — Loseblatt-Ausg.

EBERAN-EBERHORST, C. von (1989): Motorenschmierstoffe als Partner der Motorenentwicklung. — Vortrag im Lehrgang „Schmierung von Verbrennungskraftmaschinen" der Technischen Akademie Esslingen, Februar 1989.

EISENBRAUN, I. (1988): Kommunale Umweltpolitik. Von der Abfall- zur Materialwirtschaft — Einführungsvortrag zur 1. öffentlichen Fachtagung „Zwänge und Freiräume kommunaler Abfallwirtschaft" — Bielefeld, 10. September 1988. — Manuskript, 12 S.

ELIAS, N. (1976): Über den Prozeß der Zivilisation. — 2 Bde. — Frankfurt/M.: Suhrkamp.

ELIAS, H.-G., VOHWINKEL, F. (1983): Neue polymere Werkstoffe für die industrielle Anwendung: Struktur, Synthese, Eigenschaften, Verarbeitung. — 2. Folge. — München, Wien: Hanser. — 400 S.

EMMINGER, H. (1984): Verwertung von Kunststoffen aus Hausmüll — Möglichkeiten und Probleme. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Recycling International (1984). — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik (1985). — S. 559—564.

EMMINGER, H., SCHÖNBORN, H. H. (1988): Einsatz von Alt-Kunststoffen — Übersicht. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), VDI-Bildungswerk (Hrsg.): Seminar Stoffliche Verwertung von Abfall- und Reststoffen (BW 43-49-01) in München am 22./23. Juni 1988. — Manuskript (BW 85 38), 29 S.

ENDRES, A. (1985): On the Efficacy of Public Finance Instruments with Regard to the Environment. — Diskussionspapier 102, Wirtschaftswissenschaftliche Dokumentation — Technische Universität Berlin. — 33 S.

Erklärung Konzentrierte Aktion Sonderabfallentsorgung, Erklärung Hannover, 21. September 1988. — Müll und Abfall 20 (12), 566—567.

EWRINGMANN, D. (1986): Zur Effizienz eines Zwangspfandes auf ausgewählte Einweggetränkeverpackungen. — Köln: Heymanns.

EWRINGMANN, D., SCHAFHAUSEN, F. (1985): Abgaben als ökonomische Hebel in der Umweltpolitik — Ein Vergleich von 75 praktizierten oder erwogenen Abgabenlösungen im In- und Ausland. — Berlin: E. Schmidt. — UBA-Berichte 8/85.

EWRINGMANN, D., MARK, M. van (1990): Anmerkungen zu einer Steuer auf Cadmium. — Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 3 (3), 264—279.

EWRINGMANN, D., MARK, M. van, BENKERT, W. (1990): Aufgaben, Organisation und Finanzierung eines von der Wirtschaft selbst getragenen Fonds zur Abfallverminderung durch die Rückgewinnung von Wertstoffen aus Siedlungsabfällen, insbesondere aus gebrauchten Verpackungen. — Gutachten für die Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt e. V.

FABER, M., STEPHAN, G., MICHAELIS, P. (1990): Das Mengenproblem der Abfallwirtschaft. — Spektrum der Wissenschaft (6), 46—58.

FELDHAUS, G. (1989): Abfallvermeidung und -verwertung. Stoffpolitische Zielvorstellungen der Bundesregierung für das Immissionsschutz- und Abfallrecht. — In: MURL (Der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.): Tagungsband: Umweltrechtstage 1989, 1.—3. März 1989 in Düsseldorf — Das neue Abfallwirtschaftsrecht — Ein Beitrag zur ökologischen und ökonomischen Erneuerung des Landes Nordrhein-Westfalen. — S. 27—36.

FELLMERK, G., LUBISCH, G. (1987): Glas-Abfälle. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. Kennzahl 8525, Lfg. 2/1987. — Berlin: E. Schmidt. — Loseblatt-Ausg.

FISCHER, D. (1989): Hydrierende Dechlorierung von chlorierten Kohlenwasserstoffen — Fallbeispiel. — In: FRANZIUS, V. et al. (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung. — Heidelberg: R. v. Decker's Verl. — 3. Lieferung, 6/89, Kap. 5.4.3.3.2, S. 1—9.

FLEISCHER, G. (1989): Elemente der vorsorgenden Abfallwirtschaft. — Abfallwirtschafts-Journal 1 (1), 18—23.

FLEISCHER, G. (1990): Abfallvermeidung in der Abfallwirtschaft. — Entsorgungs-Praxis (1—2), 8—14.

FONTEYN, R., PFÄNDER, P. (1988): Kommunale ‚Computer-Abfall-Beratung' — ein Weg zum vorsorgenden Umweltschutz. — Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 1 (4), 391—398.

Frankfurter Rundschau (16. Juni 1990): Das Recycling beginnt schon bei der Konstruktion. — Von Benno Pidol. — Seite M 11.

FREY, B. S. (1985): Umweltökonomie. — 2. erw. Aufl. — Göttingen: Vandenhoeck.

FÜLGRAFF, G., REICHE, J. (1990): Proaktiver Umweltschutz. — In: SCHENKEL, W., STORM, P.-C. (Hrsg.): Umwelt: Politik, Technik, Recht — Heinrich von Lersner zum 60. Geburtstag. — Berlin: E. Schmidt. — S. 103—114.

FUHRMANN, J. (1984): Ergänzende Bemerkungen über die Prüfung von Altölen im MWM-B-Motor, Ergebnisse mit SHPD-Ölen. — Mineralöltechnik 29 (7), 13—14.

GÄFGEN, G. (1986): Ökonomie und Ökologie — Gegensätze und Vereinbarkeiten. — In: WILDENMANN, R. (Hrsg.): Umwelt, Wirtschaft, Gesellschaft — Wege zu einem neuen Grundverständnis. — Kongreß der Landesregierung „Zukunftschancen eines Industrielandes", Dezember 1985. — S. 89—111.

GAIRING, M. (1983): Ölwechselfristen bei Nutzfahrzeug-Dieselmotoren. — Tribologie und Schmierungstechnik 30 (3), 138—145.

GALLENKEMPER, B., DOEDENS, H. (1988): Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls. — Berlin: E. Schmidt. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 21.

GOMMEL, G. P. (1989): Moderne Autogetriebeöle. — Tribologie und Schmierungstechnik 36 (1), 13—21.

GRABITZ, E. (1989): Handlungsspielräume der EG-Mitgliedstaaten zur Verbesserung des Umweltschutzes. — Recht der Internationalen Wirtschaft 35 (8), 623—636.

GREFERMANN, K.: Die volkswirtschaftliche Funktion der Verpackung — die vermeidbare Umweltbelastung. In: Internationaler IKOFA-Kongreß 1988. Bonn: AGVU. — Verpackung Aktuell. Bd. 2.

GRIMMER, G., NAUJACK, K.-W., DETTBARN, G., BRUNE, H., DEUTSCH-WENZEL, R., MISFELD, J. (1982): Untersuchungen über die carcinogene Wirkung von gebrauchtem Motorenschmieröl aus Kraftfahrzeugen. — Erdöl und Kohle — Erdgas — Petrochemie 35 (10), 466—472.

GROSSMANN, W., EBERAN-EBERHORST, C. von, RADDATZ, J. (1989): Beitrag der Additive-Industrie zur Entwicklung moderner Motorenöle. — Mineralöltechnik 34 (8), 12.

GÜLKER, E. (1983): Auswirkungen der Vereinheitlichung von Schmierstoffen auf Anlagensicherheit und Kostenentwicklung. — Stahl und Eisen 103 (21), 1079—1982.

HABERSTROH, E., MÜLLER, H. (1986): Verwendung von Kunststoff im Automobil und Wiederverwertungsmöglichkeiten. — Forschungsvereinigung Automobiltechnik (FAT). — Frankfurt a. M.: FAT. — 119 S. — (FAT Schriftenreihe, 52).

HABIG, K.-H. (1986): Reibungs- und verschleißmindernde Oberflächenschichten. — In: zum GAHR, K. H. (Hrsg.): Reibung und Verschleiß bei metallischen und nichtmetallischen Werkstoffen. — Oberursel: Verl. DGM-Informationsgesellschaft — S. 203 bis 220.

HÄRDTLE, G., MAREK, K., BILITEWSKI, B., KIJEWSKI, K. (1988): Recycling von Kunststoffabfällen: Grundlagen — Technik — Wirtschaftlichkeit. — Berlin: E. Schmidt. — Beiheft Nr. 27 zu Müll und Abfall. — 64 S.

HAMANN, W. (1988): Die Entsorgung von gebrauchten Industrie- und Motorenschmierstoffen: Kategorisierung und Zuordnung von Abfallschlüsselnummern gemäß Abfallgesetz. — 6. Internationales Kolloquium „Industrieschmierstoffe — Eigenschaften, Anwendungen, Entsorgung" der Technischen Akademie Esslingen, 12.—14. Januar 1988. — Tagungsband II.

HANSMEYER, K.-H., SCHNEIDER, H. K. (1989): Zur Fortentwicklung der Umweltpolitik unter marktsteuernden Aspekten. — Abschließender und ergänzender Bericht zum Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes Nr. 101 03 107 — Köln, August 1989. — 65 S. — (auch als Buch ersch.: Göttingen: Vandenhoeck, 1990).

HEIL, J., LAUFS, P. (1989): Das neue Hessische Abfallgesetz und dessen Auswirkungen auf das Erdaushub- und Bauschuttrecycling. — In: WIEMER, K. (Hrsg.): Bauschuttrecycling in Vollzug und Praxis. — Kassel: Univ., Fachgebiet Abfallwirtschaft und Recycling. — Reihe Abfall-Wirtschaft, Bd. 1. — S. 15—21.

HEINSTEIN, F., BASCHE, I., GIEGRICH, J., PETRICK, H. (1988): Abfallwirtschaftskonzept für die Stadt Köln, 1. Teil — Vermeidung und Verwertung von Abfällen. — Gutachten im Auftrag der Stadt Köln. — Heidelberg: Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu).

HEINZEL, R., ZIMMERMANN, M. (1990): Handbuch umweltschonende Großveranstaltungen. Leitfaden für Planung und Durchführung unterschiedlicher Veranstaltungstypen. — Berlin: E. Schmidt. — 175 S.

HELLWING, G., NORMANN, N., UHL, G. (1988): Ein Sensor auf dielektrischer Basis zur On-Line-Charakterisierung von Motorölen (Alkalität, Viskosität). — Mineralöltechnik 33, 2—26.

HENG, R., BANDEL, G. (1989): Aufarbeitung von Altbatterien. Forschungsvorhaben des Bundesministers für Forschung und Technologie (FKZ 143 03 553). — Abschlußbericht. — Frankfurt: Lurgi GmbH.

HENSELING, K. O. (1988): Struktur und Entwicklungsdynamik chemischer Risiken am Beispiel der Chlorchemie. — WSI Mitteilungen (2), 69—78.

HIERSCHE, E. U. (Hrsg.) (1989): Baustoff-Recycling 1990. — Iffezheim: Stein.

HIERSCHE, E. U., LEUTNER, R., WÖRNER, TH. (1987): Einsatzmöglichkeiten und zu fordernde Qualitätseigenschaften alternativer Baustoffe im Straßenbau. Forschungsarbeiten aus dem Straßenwesen. — Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (Hrsg.): Köln: Kirschbaum. — Heft 101.

HÖRNER, D. (1987): Wassermischbare Kühlschmierstoffe — neue Trends — Entwicklung und Anwendungstechnik. — Mineralöltechnik 31, 12.

HÖSEL, G., LERSNER, H. von (1990): Recht der Abfallbeseitigung. Stand 1990. — Berlin: E. Schmidt.

HORMUTH, S. (1989): Psychologische Überlegungen zum Müllproblem — Ansätze zur Verhaltensänderung. — In: SCHENKEL, W., THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Konzepte in der Abfallwirtschaft 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 41—55.

JÄGER, B. (1984): Abfallverwertung in der Bundesrepublik Deutschland: Verfahren, Entwicklungstendenzen und neue Technologien der Abfallentsorgung. — Bonn: Der Bundesminister für Forschung und Technologie. Berlin: Umweltbundesamt. — 173 S.

JAKOBI, H. W. (1985 a): Systematik der Reststoff-Behandlung. — Müll und Abfall 17 (2), 43—48.

JAKOBI, H. W. (1985 b): Produkte mit polychlorierten Biphenylen (PCB) und mit polychlorierten Terphenylen (PCT). — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 8596, Lfg. 3/85. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

JAKOBI, H. W. (1989): Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW). Verwendung und Vermeidungsalternativen. (2. Auflage). — Berlin: E. Schmidt.

JARON, A. A. (1989): Ökonomische Instrumente in der Abfallwirtschaft. — Müll und Abfall 21 (12), 629—635.

JOSCHEK, H.-I. (1989): Rückstandsverbrennung als Teil des Entsorgungskonzeptes. — BASF-Symposium

„25 Jahre Drehrohrofen" am 18. September 1989 in Ludwigshafen. — Vortragsmanuskript. — 23 S.

KABELITZ, K. R. (1979): Ökonomische Aspekte der Abfallwirtschaft. Handbuch des Umweltschutzes — Bd. 7: Umweltschutzmanagement — 4. Nachl. 1979 — Landsberg/Lech: ecomed. Loseblatt-Ausg.

KÄUFER, H. (1988): Gezielte Optimierung auf ein ausgewähltes Verwertungskonzept bei der Produktentwicklung zum aktiven Recycling von Kunststoffen. — In: Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin (FGU) (Hrsg.): 179. FGU-Seminar: „Ressourcen- und umweltschonende Produkte und Dienstleistungen — Konzeption, Fertigung, Marketing, Nutzung, Entsorgung", Berlin 2.—3. Dezember 1988. — Berlin: FGU. — S. 125—133.

KÄUFER, H. (Hrsg.) (1990): Kunststoffrecycling im Automobilbau. — Tagungsband: Kunststoff-Recycling-Technik-Tag, Berlin 21.—22. September 1989. — Berlin: TU.

KAISER, J. H. (1971): Industrielle Absprachen im öffentlichen Interesse. — NJW 587 ff.

KILGER, R., BILGER, E., JACOB, R. (1989): Dechlorierung der Georgswerder Sickeröle. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Halogenierte organische Verbindungen in der Umwelt. — Düsseldorf: VDI-Verl. — VDI-Berichte 745, Bd. II, S. 897—909.

KLAGES, CH. (1988): Rechtliche Instrumente zur Abfallvermeidung. — NVwZ, 481—486.

KLAMANN, D. (1982): Schmierstoffe und verwandte Produkte. — Weinheim: Verl. Chemie. — S. 38—44.

KLEIN, H. (1990): Plasma-Schmelzverfahren — ein Verfahren zur Aufarbeitung toxischer Reststoffe. — Umwelt-Magazin (3), 30—32.

KLEMMER, P. (1984): Anwendungsmöglichkeiten für Produktabgaben. — In: Symposium der Deutschen Stiftung für Umweltpolitik (Hrsg.): Umweltpolitisches Gespräch: Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik — Neuer Weg oder Sackgasse? — Berlin: E. Schmidt. — S. 85—94.

KLOEPFER, M. (1980): Umweltschutz als Kartellprivileg? — JZ, 781 ff.

KOCH, T. C., SEEBERGER, J., PETRIK, H. (1986): Ökologische Müllverwertung. — 2., überarb. Aufl. — Karlsruhe: C. F. Müller. — Alternative Konzepte, Bd. 44.

KORFF, J., KEIM, K.-H. (1989): Hydrierung von synthetisch-organischen Abfällen. — Erdöl, Erdgas, Kohle 105 (5), 223—226.

KRAUSE, H., SCHMITZ, M., TIEDE, H. (1985): Einfluß der Ölfiltrierung auf das Betriebsverhalten von Nutzfahrzeug-Dieselmotoren (Langzeitölwechselintervalle). — In: Tribologie — Reibung, Verschleiß, Schmierung, Bd. 10. — Berlin: Springer. — S. 487—580.

KREIBICH, R. (1989): Entsorgungsfreundliche Gestaltung komplexer Produkte. — Müll und Abfall 21 (7), 370—373.

KUNIG, P. (1989): Rechtsfragen der Abfallausfuhr in die Dritte Welt. — Natur und Recht 11 (1), 19—22.

LADEUR, K.-H. (1987): Jenseits von Regulierung und Ökonomisierung der Umwelt: Bearbeitung von Ungewißheit durch (selbst-)organisierte Lernfähigkeit — eine Skizze. — Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZfU) 10 (1), 1—22.

LAHL, U., ZESCHMAR, B. (1986): Stoffströme und Bedeutung — Politische Handlungsszenarien. — In: Arbeitskreis Chemische Industrie & Katalyse (Hrsg.): Gift, Macht, Geld. — Köln: Kölner Volksblatt-Verl. — S. 77—90.

LAIG-HÖRSTEBROCK, H. (1989): Rückgewinnung von Zink, Mangan (Mangandioxid) und Quecksilber aus Schrott von Leclanché- und alkalischen Braunsteinzellen. — Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT), Forschungsvorhaben FKZ 143 02 730. — Abschlußbericht. — Kelkheim/Ts.: VARTA Batterie AG.

LAMBSDORFF, O. Graf (1990): Duale Abfallwirtschaft statt Machteingriffe. — Handelsblatt, 5./6. Januar 1990, Nr. 4.

Landesgewerbeanstalt Bayern (LGA) (1988): Quecksilber-Bilanz 1983—1985 für die Bundesrepublik Deutschland. — Nürnberg: LGA.

LIEBER, H.-W. (1989): Errichtung einer Versuchs- und Demonstrationsanlage zum Galvanisieren bei minimaler Belastung der Umwelt. — BMU/UBA-Forschungsvorhaben im Investitionsprogramm Wasser. — Forschungsbericht.

LINKERSDÖRFER, M. (1989): Umwelttechnik kaltgestellt. — natur (2), 27—32.

LIPPHARDT, G.: Produktionsintegrierter Umweltschutz — Verpflichtung der Chemischen Industrie. — Chem.-Ing.-Techn. 61 (11), 855—860.

LÖFFLER, W. (1989): UK-Wesseling-Verfahren zur Umwandlung von Kunststoff zu Öl. — Vortragsmanuskript. — 25 S.

LOHRER, W., PLEHN, W. (1987): Umweltbelastung durch PVC. — Staub — Reinhaltung der Luft 47 (7/8), 190—197.

MANG, T. (1983): Die Schmierung in der Metallverarbeitung. — Würzburg: Vogel-Verl. — 210 S.

MANG, T. (1989): Schmierstoffe und Umwelt — Die Schmierstoffentwicklung im Einfluß der Umweltgesetzgebung. — Mineralöltechnik 34, 12—15.

MATTHIES, H. (1987): Sanfte Chemie — eine Alternative? Die Diskussion um den Ausstieg aus der „harten Chemie" am Beispiel chlorierter Kohlenwasserstoffe. — HWP Hamburg — Manuskript. — 49 S.

MATTHIESEN, K. (1987): NRW-Modelle Sonderabfallentsorgung und Altlastensanierung. — ENTSORGA-Schriften 6 (4).

MEFFERT, H. (1988): Abfall als neuer Bestimmungsfaktor der unternehmerischen Produktions- und Absatzplanung. — In: Der Rektor der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster (Hrsg.): Abfall und Schad-

stoffbelastung. Ein interdisziplinäres Kolloquium. — Dokumentationsbd. — S. 25—30.

MENKE-GLÜCKERT, P. (1988): Vermeidungsstrategien bei Verpackungsmüll. — In: Stiftung Warentest (Hrsg.): Umweltbelastung und Verpackung. Dokumentation eines Colloquiums am 10. Juni 1988 in Berlin. — S. 18—22.

MEYER, H. (1983 a): Recyclingorientierte Produktgestaltung. — Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (Hrsg.): Fortschritt-Berichte der VDI-Zeitschriften, Reihe 1: Konstruktionstechnik. Maschinenelemente, Nr. 98. Düsseldorf: VDI-Verl.

MEYER, H. (1983 b): Recyclingorientierte Produktgestaltung. — Umwelt (VDI) 13 (4), 306—309.

MEYER-BORGS, G. (1982): Kommentar zum Verwaltungsverfahrensgesetz. — 2. Aufl. — § 25 Rn 9.

MÖLLER, U. J. (1988): Umweltaspekte beim Einsatz von Schmierstoffen. — Technische Rundschau 42, 116—120.

MÖLLER, U. J. (1989): Umweltschutzregelungen für Frisch- und Altöl. — Vortrag beim Lehrgang „Schmierung von Verbrennungskraftmaschinen" an der Technischen Akademie Esslingen in Ostfildern am 22.—24. Februar 1989. — Manuskript.

MÖLLER, F.-J., SCHRICKER, G., BAUER, W. (1988): Möglichkeiten zur Vermeidung und Verminderung von Verpackungen — Externes Gutachten im Auftrag des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. — 79 S.

MÜLLER, J. (1989): Arbeits-, umwelt- und betriebsfreundliche wassermischbare Kühlschmierstoffe — zukunftsorientierte Entwicklungen in einem wettbewerbsorientierten europäischen Markt. — Mineralöltechnik 34 (11), 12.

MÜLLER, K. (1983): Die Möglichkeiten der Behandlung von Altölen. — Müll und Abfall 15 (11), 283—290.

MURL NW (Der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (1990): Recycling in Nordrhein-Westfalen. — Antwort der Landesregierung auf die Große Anfrage der Fraktion der SPD — 14. März 1990 — Landtag Nordrhein-Westfalen, Drucksache 10/5299, 63 S.

NASCH, H. (1985): Motorenöle für Nutzfahrzeuge — Anforderungen — Entwicklungsziele — Lösungswege. — Mineralöltechnik 30 (4), 4—5.

NIMZ, H. H. (1990): Das Acetosolv-Verfahren ermöglicht eine abwasserfreie Zellstoffgewinnung. — Müllmagazin 3 (2), 21—24.

NEUHAHN, H. J. (1990): Kostendruck ist der beste Umweltschützer: Abfallarme Verfahren schonen das Betriebsbudget. — In: VDI-Nachrichten (25), S. 28.

NEUMARK, F. (1970): Grundsätze gerechter und ökonomisch rationaler Steuerpolitik. — Tübingen: Mohr.

NOLTE, R. F. (1988): Neue Verfahren der Produktions- und Umwelttechnik: BMFT-Förderprogramm, Märkte und Erfolgsfaktoren. — In: Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin (FGU) (Hrsg.): 179. FGU-Seminar „Ressourcen- und umweltschonende Produkte und Dienstleistungen — Konzeption, Marketing, Nutzung, Entsorgung", Berlin 2./3. Dezember 1988. — Vortragsmanuskript, 30 S.

OEBBECKE, J. (1986): Die staatliche Mitwirkung an gesetzesabwendenden Vereinbarungen. — DVB. 793 ff.

OELSEN, O. (1989): Recycling für Müllschrott. — Kommunalwirtschaft (1), 15—19.

OFFERMANN, H. (1988): Recycling von Bauschutt: Technische und ökonomische Kriterien bei der Verfahrenswahl. — Mitteilungen aus dem Fachgebiet Baubetrieb und Bauwirtschaft der Universität (GH) Essen. — Heft 7.

OTA (Office of Technology Assessment) (1986): Serious Reduction of Hazardous Waste. For Pollution prevention and Industrial Efficiency. — OTA-ITE-317. — Washington, DC: U.S. Government Prtg. Office.

OTA (1987): From Pollution to Prevention. A Progress Report on Waste Reduction. — Special Report OTA-ITE-347. — Washington, DC: U.S. Government Prtg. Office.

PAUTZ, D. (1987): Die abfallwirtschaftliche Bedeutung der Verwendung von Kunststoffen im Automobilbau. — Manuskript, 20 S.

PIETRZENIUK, H.-J. (1985): Auswirkungen staatliche Maßnahmen auf das Recycling von Baustoffen. — Baustoff-Recycling (3), 4—7.

PIETRZENIUK, H.-J., SUTTER, H. (1990): Stand der Sonderabfallwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. — In: SUTTER, H. (Hrsg.): Sonderabfall. Leitfaden für Kommune, Wirtschaft und Politik. — Bonn: Verl. Bonner Energie-Report. — S. 57—92.

REHBINDER, E. (1973): Politische und rechtliche Probleme des Verursacherprinzips. — Berlin: E. Schmidt.

REHBINDER, E. (1986): Reformmöglichkeiten hinsichtlich des Instrumentariums zum Schutz der Umwelt: das Vorsorgeprinzip. — In: WILDENMANN, R. (Hrsg.): Umwelt, Wirtschaft, Gesellschaft — Wege zu einem neuen Grundverständnis, Kongreß der Landesregierung „Zukunftschancen eines Industrielandes", Dezember 1985 — im Auftrag des Staatsministeriums Baden-Württemberg. — S. 222—229.

ROSENBERG, R. (1989): Güteüberwachung wiederverwertbarer Baustoffe im Straßenoberbau. — In: HIERSCHE, E. U. (Hrsg.): Baustoff-Recycling 1990. — Iffezheim: Stein. — S. 53—74.

SCHAAF, R., BLOMEN, L. (1986): Entfernung von Chlorkohlenwasserstoffen aus Altöl bei der Aufbereitung. — Müll und Abfall 18 (10), 387—390.

SCHAAF, R. (1988): Aufbereitung chlorhaltiger Öle. — Entsorgungs-Praxis 6 (1—2), 16—18.

SCHAEFER, CH. (1988): Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe: Wird ein chemischer Segen zum Fluch? — Bild der Wissenschaft 25 (2), 48—67.

SCHALL, A. (1988): Anforderungen an Produkte aus der Sicht der Verbraucher. — In: Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin (FGU) (Hrsg.): 179. FGU-Seminar „Ressourcen- und umweltschonende Produkte und Dienstleistungen — Konzeption, Marketing, Nutzung, Entsorgung", Berlin 2.—3. Dezember 1988. — Vortragsmanuskript, 7 S.

SCHAUM, H. (1988): Vermeidung und Verwertung von Sonderabfällen in der chemischen Industrie. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 716—727.

SCHEFFOLD, KH. (1989): Ziele und Grenzen der getrennten Wertstoff- und Schadstofferfassung. — Verein Deutscher Ingenieure (VDI), VDI-Bildungswerk (Hrsg.): Integrierte Abfallwirtschaftskonzepte.

SCHEFFOLD, KH. (1990): Erfahrungen mit der Getrenntsammlung von Hausmüll. — Entsorgungs-Praxis 8 (4), 134—138.

SCHENKEL, W. (1985): Menge und Zusammensetzung von häuslichen und gewerblichen Abfällen. — In: VOGL, J. et al. (Hrsg.): Handbuch des Umweltschutzes. — Kennzahl II — 4.1, 22. Erg.-Lfg. (11/85). — Landsberg/Lech: ecomed. — Loseblatt-Ausg.

SCHENKEL, W. (1987): Abfallwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland — Bilanz und Perspektiven. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J., SCHENKEL, W. (Hrsg.): Konzepte in der Abfallwirtschaft 1. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 1—25.

SCHENKEL, W. (1988 a): Sonderabfallbeseitigung in der Bundesrepublik Deutschland — Situation und bundespolitischer Handlungsbedarf. — Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 1 (1), 21—36.

SCHENKEL, W. (1988 b): Zukünftige Entwicklung der Abfallwirtschaft vor dem Hintergrund der TA Abfall. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 293—310.

SCHENKEL, W. (1989 a): Perspektiven der Abfallwirtschaft. — In: SCHENKEL, W., THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Konzepte in der Abfallwirtschaft 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 1—25.

SCHENKEL, W. (1989b): Abfallwirtschaft — eine Quelle der Innovation. — Abfallwirtschafts-Journal 1 (1), 7—13.

SCHRÖDER, R. (1990): Reinigung und Regranulierung von Kunststoffabfällen. — Wasser, Luft und Boden (WLB) 34 (7—8), 67—70.

SCHÜSSLER, H. (1989): Technische und organisatorische Konzepte zur Verringerung des Hausmülls. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (Hrsg.): Vermeiden, Verwerten, Entsorgen: Technologien für den Abfall von gestern, heute und morgen — 10. Gesprächsabend des VDI für Bundestagsabgeordnete, Bonn, 15. November 1989. — S. 14—19.

SCHULZE, J. (1987): Entwicklungstendenzen zu einer rückstandsfreien oder rückstandsarmen Chemieproduktion. — Müll und Abfall 19 (1), 14—25.

SCHULZE, J., WEISER, M. (1985): Vermeidungs- und Verwertungsmöglichkeiten von Rückständen bei der Herstellung chlororganischer Produkte. — Im Auftrag des Umweltbundesamtes — Forschungsbericht 103 01 304, UBA-FB 82—128. — Berlin: Umweltbundesamt. — Texte 5/85.

SCHWEITZER, G. (1989): Magnetic Bearings. — Berlin, Heidelberg: Springer. — 390 S.

SCHWERMER, N. (1989): Wertstoffsammlung als Bürgerpflicht? — Zur Rechtmäßigkeit einer „Bringpflicht" für Altpapier und Altglas am Beispiel der Kölner Abfallsatzung. — Abfallwirtschafts-Journal 1 (10), 3—6.

SIEBERT, H. (1982): Instrumente der Umweltpolitik. Die ökonomische Perspektive. — In: MÖLLER, H., OSTERKAMP, P., SCHNEIDER, W. (Hrsg.): Umweltökonomik. Beiträge zur Theorie und Politik. — Königstein/Ts.: Athenäum, Hain, Scriptor, Hanstein. — S. 284—294.

SPENGLER, A. (1960): Über die Tatbestandsmäßigkeit und Rechtswidrigkeit von Wettbewerbsbeschränkungen. — S. 33 ff.

SPRENGER, R.-U. (1984): Kriterien zur Beurteilung umweltpolitischer Instrumente aus der Sicht der wissenschaftlichen Politikberatung. — In: SCHNEIDER, G., SPRENGER, R.-U. (Hrsg.): Mehr Umweltschutz für weniger Geld — Einsatzmöglichkeiten und Erfolgschancen ökonomischer Anreizinstrumente in der Umweltpolitik. — München: Ifo-Institut für Wirtschaftsforschung. — S. 41—73.

SRU (1974): Umweltgutachten 1974. — Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1978): Umweltgutachten 1978. — Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1987): Umweltgutachten 1987. — Stuttgart: Kohlhammer (erschienen 1988).

SRU (1989): Altlasten. Sondergutachten, Dezember 1989. — Stuttgart: Metzler-Poeschel (erschienen 1990).

STAHEL, W. R. (1989): Technische Langzeit-Systeme als Beitrag zur Abfallvermeidung. In: Institut für ökologisches Recycling (Hrsg.): Ökologische Abfallwirtschaft. Umweltvorsorge durch Abfallvermeidung. — Dokumentation des Fachkongresses vom 30. November—2. Dezember 1989 in Berlin. — Berlin: Eigenverlag IföR-Institut. — S. 322—334.

STEINHILPER, R. (1988): Erfolgreiche Strategien und Praxisbeispiele zum Recycling durch Instandsetzung und Aufarbeitung technischer Produkte. — In: Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin (FGU) (Hrsg.): 179. FGU-Seminar „Ressourcen- und umweltschonende Produkte und Dienstleistungen — Konzeption, Fertigung, Marketing, Nutzung, Entsorgung", Berlin, 2.—3. Dezember 1988. — S. 97 bis 104.

STREBEL, H. (1978): Industriebetriebliche Abfallwirtschaft im Spannungsfeld ökonomischer und ökologischer Ziele. — Zeitschrift für betriebswirtschaftliche Forschung (zbf) 30 (6), 844—854.

SUTTER, H. (1986): Beseitigung, Vermeidung und Verwertung von Lackschlämmen. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. Kennzahl 8551, Lfg. 1/86. — Berlin: E. Schmidt. — 31 S.

SUTTER, H. (1987a): Vermeidung und Verwertung von Sonderabfällen. Grundlagen, Verfahren, Entwicklungstendenzen. — Berlin: E. Schmidt. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 17. — 153 S.

SUTTER, H. (1987b): Wirtschaftliche Aspekte der Vermeidung und Verwertung industrieller Sonderabfälle. — Müll und Abfall 19 (6), 233—239.

TENUD, L., RIGHETTI, B., VOUILLAMOZ, R., STEINMANN, B., BERGMANN, R. (1990): Integrierte Entsorgung im Chemiewerk: Pionierleistungen der Lonza AG in Visp. — Nach Referaten an der Frühjahrstagung des Schweizerischen Chemiker-Verbandes in Visp, 1990. — Neue Züricher Zeitung vom 16. Mai 1990; s. auch BERGMANN, R. in DECHEMA (1990), S. 41—44 und STEINMANN, B. in DECHEMA (1990), S. 87—90.

THOMÉ-KOZMIENSKY, K.-J., PIETRZENIUK, H.-J. (Hrsg.) (1987): Recycling in der Bauwirtschaft. — Berlin: EF-Verl. für Energie und Umwelttechnik.

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1985): Substitution umweltgefährdender Stoffe — Möglichkeiten, Probleme, Beispiele. — Berlin: UBA. — Texte 12/85.

UBA (Hrsg.) (1987): Umweltfreundliche Beschaffung — Handbuch zur Berücksichtigung des Umweltschutzes in der öffentlichen Verwaltung und im Einkauf. — Stand: Juni 1986. — Wiesbaden: Bauverlag. — 1. Aufl.

UBA (Hrsg.) (1986): Bericht an den Bundesminister des Innern betr.: PCB-, PCDD- und PCDF-Verunreinigungen im Altöl vom 28. Januar 1986 (Gesch.Z.: I 4.3-30132-1/1).

UBA (Hrsg.) (1989a): Ersatzstoffe für in Kondensatoren, Transformatoren und als Hydraulikflüssigkeiten im Untertagebergbau verwendete polychlorierte Biphenyle — Eine Zusammenstellung und Bewertung. — Berlin: UBA. — Texte 33/89.

UBA (Hrsg.) (1989b): Verzicht aus Verantwortung: Maßnahmen zur Rettung der Ozonschicht. — Berlin: E. Schmidt. — UBA-Berichte 7/89.

UBA (Hrsg.) (1989c): Umweltfreundliche Beschaffung — Handbuch zur Berücksichtigung des Umweltschutzes in der öffentlichen Verwaltung und im Einkauf. — Wiesbaden: Bauverlag. — 2. Aufl.

Umweltbericht (1990): siehe BMU (1990b)

VAN LAAK, H. (1984): Tribologie und Anlagentechnik in der chemischen Industrie. — Vortrag auf der Tagung „Tribologie in der Theorie und Praxis" der Gesellschaft für Tribologie, Essen, 25. September 1984.

VCI (Verband der Chemischen Industrie) (1986): Chemie und Umwelt — Leitlinien der chemischen Industrie. — Frankfurt: VCI. — Broschüre, 3 S.

VDI 2243 Entwurf (1984): Recyclingorientierte Gestaltung technischer Produkte. — Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (Hrsg.): VDI-Handbuch Konstruktion. — Entwurf vom Dezember 1984. — Düsseldorf: VDI-Verl.; Berlin, Köln: Beuth Verl. — 30 S.

VDI-Nachrichten Nr. 19 (1989): Nach 90 Minuten sind Autowracks kunststofffrei. — S. 29.

VDP (Verband Deutscher Papierfabriken)/BVP (Bundesverband Papierrohstoffe) (1985): Altpapier: Liste der deutschen Standardsorten. — Bonn: VDP; Köln: BVP.

VDP (Verband Deutscher Papierfabriken) (1989): Papier '89 — ein Leistungsbericht der deutschen Zellstoff- und Papierindustrie. — Bonn: vdp.

WAHL, K. L. (1980): Spülwasserbehandlung als Dienstleistung — Galvanotechnik 71 (7), 721—728.

WEEGE, R.-D. (1981): Recyclinggerechtes Konstruieren. — Düsseldorf: VDI-Verl.

WEITKAMP, J. (1989): Katalyse in Zeolithen — neue Perspektiven für die präparative Chemie. — In: Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) (Hrsg.): 22. Hauptversammlung, Bonn, 18.—22. September 1989. — Programm und Kurzreferate. — Weinheim: VCH. — S. 105.

WENTRUP, G.-J. (1988): Zur Problematik der Altölentsorgung. — Technische Überwachung 29 (12), 397—399.

WICKE, L. (1987): Rückzahlbare Umweltabgabe im Abfallwirtschaftsbereich. Ein neues umweltpolitisches Instrument. — Bielefeld: E. Schmidt.

WILLKOMM, W. (1988): Baustoff-Recycling. — Projekt D 413/86/87 im Auftrage des Rationalisierungs-Kuratoriums der Deutschen Wirtschaft (RKW). — Eschborn/Ts.: RKW.

WINTERFELDT, E. (1989): Effizienz und Selektivität — Beiträge zur umweltschonenden Synthesechemie. — In: Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) (Hrsg.): 22. Hauptversammlung, Bonn, 18.—22. September 1989. — Programm und Kurzreferate. — Weinheim: VCH. — S. 109.

WOLFF, H., MECKEL, H. (1987): Chemiestandort Hessen. Eine umwelttechnische Herausforderung. — Untersuchung im Auftrag der hessischen Landesregierung — Basel: Prognos AG.

WUNSCH, F. (1986): Schmierstoffe für Wälzlager — Grundlagen und neue Erkenntnisse. — Technische Mitteilungen 79 (10/11), 464—482.

WUTTKE, J. (1989): Kurzkommentar des Umweltbundesamtes zum Bericht 1/89 (s. BRAHMS et al., 1989). — 2 S.

WUTZ, M. (1988): Recyclinggerechte Automobilkonstruktion und Automobilrecycling. — In: BDI Dokumentation — Recyclinggerechte Produktion und Produktgestaltung — Workshop des Bundesverbandes der Deutschen Industrie (BDI) und des Bundesmini-

steriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) am 5. Oktober 1988 in Köln. — Köln: BDI-Dokumentation. — S. 15—25.

WUTZ, M. (1989): Kunststoffe im Automobilbau und umweltverträgliche Entsorgung: Bestandsaufnahme. — Vortrag am 1. Technischen Management Forum v. 24.—25. April 1989 in Berlin. — Manuskript, 19 S.

ZORN, L. B. (1990): Umweltgerechte Bauabfall-Entsorgung. Richtungsweisendes Modell aus Norddeutschland. — Informationsdienst Umweltrecht (IUR) 1 (1), 25—27.

ZVEI (Zentralverband der Elektrotechnik- und Elektronikindustrie) (1988): Vereinbarung über die Entsorgung von Altbatterien vom 9. September 1988. — Bonn. — 5 S.

5.1 Einsammeln und Sortieren von Siedlungsabfällen

ARGUS (Arbeitsgruppe Umweltstatistik des Fachbereiches Informatik der TU Berlin) (1986): Bundesweite Hausmüllanalyse 1983—1985. — Berlin: Umweltbundesamt: UBA-Forschungsbericht 103 03 508.

BACCINI, P., BRUNNER, P. H. (1988): Sortierung in der Abfallwirtschaft. Wie groß ist ihr Beitrag zu einem ressourcenschonenden und umweltverträglichen Stoffhaushalt? — Gas-Wasser-Abwasser 68 (11), 617—622.

Bezner GmbH (1988): Firmeninformationen der Bezner, Maschinenfabrik, GmbH & Co. KG, Ravensburg.

BIDLINGMAIER, W., KRANERT, M., SCHWEIZER, W. (1984): Untersuchungen über die Schwermetalle im Hausmüll und deren Aufkonzentrierung in bestimmten Fraktionen und Stoffgruppen durch verfahrenstechnische Maßnahmen. — Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e. V., 5/84. — Wiesbaden.

BILITEWSKI, B. (1987): Mechanische Sortieranlagen. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 2907, Lfg. 4/87. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

BOJKOW, E. (1989): Getränkeverpackung und Umwelt. Auswirkungen der Verpackungen von Getränken und flüssigen Molkereiprodukten auf die Umwelt. — Wien: Springer. 355 S.

DOEDENS, H. (1988): Systeme und Entsorgungslogistik der kombiniert erfaßten Abfallstoffe. — In: VDI-Seminar Stoffliche Verwertung von Abfall- und Reststoffen. — München, Juni 1988.

DOEDENS, H., KETELSEN, K. (1989): Verwertungspotentiale, Mengenbilanzen und Auswirkungen der getrennten Sammlung auf thermische Verwertung und Deponie. — In: GALLENKEMPER, B., DOEDENS, H., STEGMANN, R. (Hrsg.): Stoffliche Abfallverwertung — getrennte Sammlung — Vermarktung — Bioabfall. — Berichte aus der Fachhochschule Münster. Bd. 9.

DOEDENS, H., SCHEFFOLD, K. (1989): Konzept zur Aufbereitung von Gewerbemüll, Sperrmüll und Baustellenabfällen im Rhein-Sieg-Kreis. — Gutachten für die GAW-Rhein-Sieg-Kreis (unveröff.).

FLENDER, H. F. (1983): Rohstoffrückgewinnungsanlage Neuss: Technische Konzeption, Kosten, Betriebserfahrungen. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Materialrecycling durch Abfallaufbereitung. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik, 448—458.

FRANKE, M. (1983): Umweltauswirkungen durch Verpackungen — Systemvergleich. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik.

FUNKE, U., MÜLLER, G. (1988): Getrennte Wertstofferfassung und Biokompostierung. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik.

GALLENKEMPER, B., DOEDENS, H. (1988): Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls. — Berlin: E. Schmidt. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 21.

GRÖNER (1986): ISB-Recyclingcenter Mörfelden-Walldorf. — In: Dynamik im Handel. — S. 8—11 und 20—24.

HANGEN, H. O. (1987): Altstoffsortieranlagen in der Bundesrepublik Deutschland. — In: Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS-Sonderdr.). — Wiesbaden. 47 S.

JÄGER, B. (1989): Abfallverwertung in der Bundesrepublik Deutschland — Verfahren, Entwicklungstendenzen und neue Technologien der kommunalen Abfallentsorgung. — 2. (neu bearb.) Auflage 1989. — Bonn: Bundesminister für Forschung und Technologie. Berlin: Umweltbundesamt. — 240 S.

JANSSEN, G., KNOCH, A. (1989): Stand der getrennten Sammlung von Problemstoffen aus privaten Haushalten in der Bundesrepublik Deutschland. — Müll und Abfall 21 (11), 569—577.

KETELSEN, K. (1989): Restmüllzusammensetzung bei unterschiedlichen Erfassungssystemen. — In: GALLENKEMPER, B., DOEDENS, H., STEGMANN, R. (Hrsg.): Stoffliche Abfallverwertung — getrennte Sammlung — Vermarktung — Bioabfall. — Berichte aus der Fachhochschule Münster. Bd. 9.

KINDINGER, W., MICHEL, B., PRÜGER, CH., RÜTHRICH, W., STÄHLE, F., WASSENAAR, P. (1987): Städtebauliche Einbindung und Gestaltung von Einrichtungen zur Wertstofferfassung. — Studie im Auftrag der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (HLfU). — Wiesbaden.

KRAUSS, P. (1987): Bewertung des ORFA-Verfahrens. — Gutachten erstellt im Auftrag der „Neu-Europa", HITEC & BIOTEC.

KRÜGER, W. C. (1987): Das Wertstoff- und Humuswerk Dußlingen, ein Bundesmodell für Abfallverwertung. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Recycling von Haushaltsabfällen 1. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik.

Landeshauptstadt Hannover/Arbeitsgemeinschaft Rehbockstraße (1988): Sanierung Nordstadt, Öko-

logisch orientierte Modernisierung Rehbockstraße 26/28. — Broschüre des Stadtplanungsamtes, Abteilung für Sanierungen.

LAUB, B., VOGEL, B. (1989): Möglichkeiten zur Aufbereitung und Verwertung getrennt und gemischt gesammelter Abfälle. — In: VDI-Seminar Integrierte Abfallwirtschaftskonzepte, Düsseldorf, April 1989.

LENTZ, R., FRANKE, M., THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (1989): Vergleichende Umweltbilanzen für Produkte am Beispiel von Höschen- und Baumwollwindeln. — In: SCHENKEL, W., THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Konzepte in der Abfallwirtschaft 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik.

LORBER, K. E., KÜMMLEE, G., HACKMANN, B. (1984): Der Verbleib von Schwermetallen bei der Aufbereitung von Hausmüll. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Recycling International. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. S. 368—373.

MEYER-KNUFINKE, T. (1987): Konzeption und Zielsetzung des Wertstoff- und Humuswerkes des Zweckverbandes Abfallverwertung Reutlingen/Tübingen in Dußlingen. — Technische Mitteilungen 80 (3).

NOLTE, J. (1989): Aspekte der Standplatzwahl und -gestaltung. — In: GALLENKEMPER, B., DOEDENS, H., STEGMANN, R. (Hrsg.): Stoffliche Abfallverwertung — getrennte Sammlung — Vermarktung — Bioabfall. — Berichte aus der Fachhochschule Münster. Bd. 9.

OBERMEIER, T., REITZ, P., JAGER, J. (1988): Mengenbilanzierung und erfolgreiche Optimierung der BRAM-Anlage Herten. — Müll und Abfall 20 (3), 89—97.

Organ-Faser Aufbereitungs GmbH (1988): Überblick zum ORFA-Verfahren. — Arnsberg.

Organ-Faser Aufbereitungs GmbH (1990): ORFA-Verfahrenstechnologie zur Sortierung und Aufbereitung von Siedlungsabfällen. — Arnsberg.

SCHEFFOLD, K. (1985): Getrennte Sammlung und Kompostierung. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. S. 2f.

SCHEFFOLD, K. (1989): Ziele und Grenzen der getrennten Wertstoff- und Schadstofferfassung. — In: VDI-Seminar Integrierte Abfallwirtschaftskonzepte, Düsseldorf, April 1989.

SEIDEL, W. (1988): Abfallströme zu Verwertungs- und Entsorgungsanlagen. — In: VDI-Seminar Entsorgungskonzepte für den Ballungsraum Köln. — Köln, Juli 1989.

STEIN, W. (1989): Zoologisch-hygienische Probleme bei verlängerten Standzeiten von Behältern mit kompostierbaren Abfällen. — Forum Städte-Hygiene 40 (3), 151f.

STRECKE, A. (1989): Rohstoffrückgewinnungsanlagen Neuß und Haus Forst. — In: VDI-Seminar Stoffliche Verwertung von Abfall- und Reststoffen, Düsseldorf, Januar 1989.

TABASARAN, O. (1986): Vergleich verschiedener Altstoffsammel- und -verwertungssysteme. — Der Städtetag 39 (2), 164—173.

THEILEN, U. (1990): Sammlung und Verwertung von Wertstoffen aus dem Hausmüll. — Gutachten für den SRU (unveröff.).

UBA (Umweltbundesamt) (1989): Daten zur Umwelt 1988/89. — Berlin: E. Schmidt. S. 460f.

VOGEL, G. (1981): Getrennte Sammlung von Stoffen des Mülls. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 2810, 60. Lfg. III/81. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

WEBER, B. (1980): Umfrage über Behältervolumen und erfaßte Abfallmenge in Niedersachsen. (unveröff.).

WOLFFSON, C. (1985): Untersuchungen über den Einfluß der Hausmüllzusammensetzung auf die Sikkerwasser- und Gasemissionen. — Braunschweig: TU Braunschweig, Institut für Stadtbauwesen, Abtlg. Siedlungswasserwirtschaft. Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen der TU Braunschweig, Bd. 39.

5.2 Biologische Abfallumwandlung

AARTEN, T., VAN LIERE, C. B., WATKINSON, R. J. (1987): Grundlagen des mikrobiologischen Abbaus von Kohlenwasserstoffen im Boden und Grundwasser. — Vortragsmanuskr. zum Seminar „Mineralölbedingte Altlasten". — Wuppertal: Technische Akademie. — 15 S.

BÄLZ, W. (1982): Kompostierungsanlage für Panseninhalt und Dung — Städtischer Schlachthof Ansbach — Anlagenbeschreibung. — Berlin: Umweltbundesamt. — UBA Kurz-Informationsblatt 160.

Bayer AG (1989): Die Giftkiller: Bakterien contra Dioxine. — Bayer-Berichte 61/89, S. 52—61.

BEGOUEN, O., THIEBAUT, E., PAVIA, A., PEILLEX, J. P. (1988): Thermophilic anaerobic digestion of municipal solid wastes by the Valorga process. — Poster-Papers of the 5th International Symposium on Anaerobic Digestion, 22.—26. Mai 1988, Bologna, Italien. — S. 789—792.

BLICKWEDEL, P. T. (1982): Abfallbehandlung durch Würmer. — Berlin: Umweltbundesamt. — UBA Kurz-Informationsblatt 50.

Bodenökologische Arbeitsgemeinschaft Bremen (Hrsg.) (1988): Ergebnisse der Arbeitsgruppe „Bremer Kompost" beim Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung, Bremen: Sammeln und Kompostieren von organischen Abfallstoffen. Bd. 1. — Bremen.

DAVIDS, P., LANGE, M. (1986): Die TA Luft 1986: Technischer Kommentar. — Düsseldorf: VDI-Verl.

DE BERTOLDI, M., FERRANTI, M. P., L'HERMITE, P., ZUCCONI, F. (Hrsg.) (1987): Compost: production, quality and use. — Proceedings of a symposium organized by the Commission of the European Communities, Directorate-General Science, Research, and De-

velopment, 17.—19. April 1986, Udine, Italien. — London: Elsevier.

DOEDENS, H. (1982): Gartenabfälle — ein wenig beachteter Bestandteil des Hausmülls. — Müll und Abfall 14 (3), 191—197.

DOEDENS, H., WEBER, B. (1984): Menge und Eignung organischer Abfälle zur Verwertung. — Müll und Abfall 16 (7), 191—197.

EITNER, D. (1987): Entstehung und Vermeidung von Gerüchen bei der Kompostierung. — In: Gewinnung und Vermarktung von Wertstoffen und Kompost aus Siedlungsabfällen: Aufbereiten und Verwerten von Holzabfällen, organischen Küchenabfällen und Schrott. — Wiesbaden. — Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) 10, S. 92—112.

ENGELS, S., KIRCH, J., HANGEN, H. O. (1988): Stand der Aufbereitungstechnik in der Baumrindenverwertung. — Wiesbaden. — Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) 14.

FISCHER, P. (1988): Ersatzprodukte für Torf durch Kompostierung pflanzlicher Abfälle — ein Entwicklungsauftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. — In: Dezentrale Kompostierung von organischen Abfällen. — Wiesbaden. — Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) 9, S. 44—51.

FISCHER, P., RANNERTSHAUSER, J. (1982): Aufbereitung und Verwendung von Schnittholz. Teil II: Kompostierung von Schnittholz. — Das Gartenamt 31, S. 309—315.

FISCHER, P., RICHTER, G. (1982): Aufbereitung und Verwendung von Schnittholz. Teil III: Verwendung von Kompost und Häcksel aus Schnittholz. — Das Gartenamt 31, S. 480—482.

FRICKE, K., BAHLKE, A.-M., KEHRES, B., VOGTMANN, H. (1989): Preisfindung, Kennzeichnung und Vermarktung von Bioabfallkompost. — Abfallwirtschaftsjournal 1 (9), 3—11.

FUNKE, U. (1986): Marketing für Kompost. — Umwelt (VDI) (4), 309—312.

HAHN, J. (1988): Auch Hausmüll ist Sonderabfall. — Entsorgungs-Praxis 6 (7), 292—298.

HALL, J. E., BLAND, R., NEALE, E. (1987): Vermistabilisation of sewage sludge in the UK. — In: DE BERTOLDI, M. et al. (Hrsg.): Compost: production, quality and use. — London: Elsevier. — S. 792—797.

HALMES, H. (1982): Modellvorhaben über die nutzbringende Wiederverwertung von Baum- und Strauchabfällen im Saar-Pfalz-Kreis (Saarland). — Berlin: Umweltbundesamt. — UBA Kurz-Informationsblatt 109.

HANGEN, H. O. (1987): Die Biomüll-Kompostierung — eine Übersicht. — In: Gewinnung und Vermarktung von Wertstoffen und Kompost aus Siedlungsabfällen: Aufbereiten und Verwerten von Holzabfällen, organischen Küchenabfällen und Schrott. — Wiesbaden. — Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) 10, S. 275—352.

HASUK, A. (1987): 11jährige Erhebungen über den Kompostabsatz in der Bundesrepublik Deutschland (1975—1985). — Müll und Abfall 19 (2), 73—74.

HEMPEL, D. C., GERDES-KÜHN, M., LINDERT, M. (1990): Erarbeitung der Leistungsgrenzen eines Verfahrens zum biologischen Abbau industrieller Abwasserschadstoffe. — Abschlußbericht. — Paderborn: Univ. Gesamthochschule.

HÜNNERKOPF, O. J. (1980): Über eine standardisierte Testmethode zur Bestimmung der Mobilität und Bioabbaubarkeit organischer Umweltchemikalien bei der Abfallkompostierung. — TU München. — Diss.

HÜNNERKOPF, U., KLEIN, W., KORTE, F., KRAUSE, H.-U., LAHANIATIS, E. S., ROHLEDER, H. (1979): Verhalten von Organohalogenverbindungen bei der Müllbeseitigung. — Forschungsbericht des BMFT 03 7112.

JÄGER, B. (1984 a): Biologische Verfahren zur Abfallbehandlung. — In: JÄGER, B., JAGER, J. (Hrsg.): Zukunftsaspekte der Abfallverwertung durch getrennte Sammlung von Wert- und Schadstoffen: Biologische Abfallbehandlung — Thermische Abfallbehandlung. — Berlin. — Sammelband 14. — 16. Abfallwirtschaftsseminar an der Techn. Univ. Berlin. Teil II, S. 1—13.

JÄGER, B. (1984 b): Neue Konzepte zur Kompostierung. — In: JÄGER, B., JAGER, J. (Hrsg.): Zukunftsaspekte der Abfallverwertung durch getrennte Sammlung von Wert- und Schadstoffen: Biologische Abfallbehandlung — Thermische Abfallbehandlung. — Berlin. — Sammelband 14. — 16. Abfallwirtschaftsseminar an der Techn. Univ. Berlin. Teil II, S. 96—122.

JÄGER, B. (1987): Neue Konzepte zur Kompostierung von Siedlungsabfällen. — Müll und Abfall 19 (2), 54—61.

JÄGER, B. (1989): Abfallverwertung in der Bundesrepublik Deutschland: Verfahren, Entwicklungstendenzen und neue Technologien in der kommunalen Abfallentsorgung. — Bonn. — Im Auftrag des BMFT. — 2. Aufl.

JAGER, J., BURTH, M., HOFFMEYER, P., MESSERSCHMIDT, K., STEINER, M., WIEGEL, U. (1989): Biomüllsammlung und -kompostierung: Erfassungs- und Verwertungskonzepte für Biomüll und Altstoffe am Beispiel eines Landkreises. — Berlin: Verl. J. H. Jager. — Veröffentlichungen der Ingenieurgemeinschaft Technischer Umweltschutz.

JAGER, J., SCHILDKNECHT, H. (1980): Verfahrensspezifische Anforderungen an die Technik der Kompostierung. — In: JÄGER, B., JAGER, J. (Hrsg.): Alternative Konzepte für die Herstellung und Verwertung von Komposten aus Siedlungsabfällen. — Berlin. — Abfallwirtschaft an der Techn. Univ. Berlin. Bd. 6, S. 185—194.

JAGER, J., WENGENROTH, F. (1987): Geruchsemissionen bei der getrennten Sammlung. — Müll und Abfall 19 (9), 358—369.

KEHRES, B., VOGTMANN, H. (1988): Qualitätskriterien und Güterichtlinien für Kompost aus organischen Abfallstoffen. — Müll und Abfall 20 (5), 218—221.

KEILEN, K. (1977): Rinde — ein billiger und zugleich wertvoller Humusspender. — Der Deutsche Weinbau 29, S. 1260—1261.

KLUVE, R., PÖSEL, A., SCHRÜBBERS, H. (1987): Untersuchungen des hausmüllähnlichen Gewerbemülls der Stadtgemeinde Bremen: Ergebnisse und erste Folgerungen. — Müll und Abfall 19 (11), 437—449.

KOSTER, I. W., TEN BRUMMELER, E., ZEEVALKINK, J. A., VISSER, R. O. (1988): Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in the BIOCEL-process. — Proceedings of the 5th International Solid Wastes Conference, 11.—16. September 1988, Kopenhagen, Dänemark. — London: Academic Pr. — S. 71—76.

KRAUSS, P. (1982): Vergleichende Untersuchungen europäischer Müllkomposte. — In: WELZ, B. (Hrsg.): Atomspektrometrische Spurenanalytik. — Weinheim. — S. 353—361.

KRAUSS, P. (1985): Gibt es die Strategie zur Erzeugung schadstoffarmen Komposts aus Siedlungsabfällen? — Müll und Abfall 17 (7), 227—233.

KRAUSS, P., BLESSING, R., KORHERR, U. (1987): Heavy metals in compost from municipal refuse. Strategies to reduce their content to acceptable levels. — In: DE BERTOLDI, M. et al. (1987): Compost: production, quality and use. — London: Elsevier. — S. 165 bis 254.

KÜMMLEE, G. (1986): Schadstoffe in Hausmüll und Kompost. — Umwelt (VDI) (2), 132—134.

LANGLEY, H. (1987): Kompostierung auf Friedhöfen: Müssen Kränze unsterblich sein? — Mitteilungen des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) Nr. 114. — Müll und Abfall 19 (2), 71—72.

LORBER, K. E. (1985): Schadstoffanalytik für Abfälle. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Planung von Abfallbehandlungsanlagen. — Berlin: EF-Verl. — S. 133—155.

MACH, R. (1982): Kompostierung von Pansen-Inhalten aus Schlachthofabfällen. — Berlin: Umweltbundesamt. — UBA Kurz-Informationsblatt 11.

MARUTZKY, R. (1987): Möglichkeiten und Grenzen der Rest- und Altholzverwertung. — In: Gewinnung und Vermarktung von Wertstoffen und Kompost aus Siedlungsabfällen: Aufbereiten und Verwerten von Holzabfällen, organischen Küchenabfällen und Schrott. — Wiesbaden. — Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) 10, S. 153—174.

MEINKEN, E., SCHARPF, H. C. (1988a): Hohe verfügbare Kaliumgehalte in Rinden. — In: Rindenprodukte für den Gartenbau. — Braunschweig. — TASPO-Praxis 1, S. 19—22.

MEINKEN, E., SCHARPF, H. C. (1988b): Gelegentlich Gefahr von Eisenmangel. — In: Rindenprodukte für den Gartenbau. — Braunschweig. — TASPO-Praxis 1, S. 23—29.

MUDRACK, K., KUNST, S. (1988): Biologie der Abwasserreinigung. — Stuttgart: G. Fischer. — 2. Aufl.

MÜLLER, G. (1984): Bewertung biologischer Verfahren im Rahmen abfallwirtschaftlicher Planung. — In: Sammelband 14. — 16. Abfallwirtschaftsseminar an der Techn. Univ. Berlin. Teil II, S. 136—148.

PICCONE, G., BIASIOL, B., DE LUCA, G., MINELLI, L. (1987): Vermicomposting of different organic wastes. — In: DE BERTOLDI, M. et al. (Hrsg.): Compost: production, quality and use. — London: Elsevier. — S. 818—821.

PRICE, J. S. (1988): Development of a vermicomposting system. — In: WELTE, E., SZABOLCS, I. (Hrsg.): Agricultural waste management and environmental protection. — Proceedings of the 4th International Symposium of CIEC, 11.—14. Mai 1987, Braunschweig. — Göttingen: Goltze. — Bd. 1, S. 293—300.

RANNERTSHAUSER, J. (1982): Aufbereitung und Verwendung von Schnittholz. Teil I: Zerkleinerungsmaschinen für Schnittholz. — Das Gartenamt 31, S. 112—115.

RETTICH, S., KONSTANDT, H. G., JOURDAN, B., EBERHARDT, H. (1986): Pilotprojekt Müllvergärung Region Schwarzwald-Baar-Heuberg GmbH. — Schlußbericht. — FKZ 423-4014-1430 245 IO.

Rindenprodukte für den Gartenbau (1988). — Braunschweig. — TASPO-Praxis 1.

RÜHLE, C. (1988): Die Methode JEAN PAIN: Ein neuer Weg der Abfallholzverwertung. — In: Dezentrale Kompostierung von organischen Abfällen. — Wiesbaden. — Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) 9, S. 225—229.

SCHARPF, H. C., MEINKEN, E. (1988): Eigenschaften und Besonderheiten von Rindenprodukten für die Verwendung im Gartenbau. — In: Rindenprodukte für den Gartenbau. — Braunschweig. — TASPO-Praxis 1, S. 7—12.

SCHOLL, W., TRENKLE, A. (1988): Gamma-Hexachlorcyclohexan (HCH) in Rinden und Rindenprodukten. — In: Rindenprodukte für den Gartenbau. — Braunschweig. — TASPO-Praxis 1, S. 46—52.

SCHRIEFER, T. (1988): Kommunale Kompostierung und Qualitätssicherung. Ein Handbuch. — Bremen: Bodenökologische Arbeitsgemeinschaft Bremen.

SCHUCHARDT, F. (1988): Entzug von Wärme bei der Schnittholzkompostierung. — In: Dezentrale Kompostierung von organischen Abfällen. — Wiesbaden. — Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) 9, S. 231—239.

SCHUMANN, E. (1988): Marktchancen für Kompost und Biomüll: Untersuchung über Absatzmöglichkeiten im Weinbaugebiet Mosel-Saar-Ruwer. — Umwelt (VDI) (7/8), 345—346.

SELLE, M., KRON, D., HANGEN, H. O. (1988): Die Biomüllsammlung und -kompostierung in der Bun-

desrepublik Deutschland. Situationsanalyse 1988. — Wiesbaden. — Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) 13.

SEYFRIED, C. F., SAAKE, M. (1986): Verfahren der aneroben Reinigung von Industrieabwässern. — Korrespondenz Abwasser 33 (10), 877—892.

SIX, W., DE BAERE, L. (1988a): Dry anaerobic composting of various organic wastes. — Poster-Papers of the 5th International Symposium of Anaerobic Digestion, 22.—26. Mai 1988, Bologna, Italien. — S. 793 bis 797.

SIX, W., DE BAERE, L. (1988b): Dry anaerobic composting of mixed and separately collected MSW by means of the Dranco process. — Proceedings of the 5th International Solid Wastes Conference, 11.—16. September 1988, Kopenhagen, Dänemark. — London: Academic Pr. — S. 49—55.

SPENDLIN, H.-H., STEGMANN, R. (1988): Anaerobe Behandlung von Biomüll. — Müll und Abfall 20 (5), 185—200.

SRU (1987): Umweltgutachten 1987. — Stuttgart: Kohlhammer (erschienen 1988).

SRU (1989): Altlasten (Sondergutachten). — Stuttgart: Metzler-Poeschel (erschienen 1990).

Statistisches Bundesamt (1990): Öffentliche Abfallbeseitigung 1987. — Fachserie 19, Reihe 1.1. — Stuttgart: Metzler-Poeschel.

STEINER, A., KANDLER, O. (1983): Anaerober Abbau von Schlachthofabfällen. — Münchner Beiträge zu Abwasser, Fischerei und Flußbiologie 36, S. 193 bis 212.

THEURER, H. (1983): Verwertung von Abfällen aus Friedhöfen und städtischen Grünanlagen (Auswertung einer Umfrageaktion). — Berlin: Umweltbundesamt. — UBA Kurz-Informationsblatt 282.

TIENKEN, B., DREVES, E. (1987): Die Wirkung großer Müllkompostmengen auf einem Baumschulversuchsfeld. — Müll und Abfall 19 (10), 404—407.

TUMINSKI, R. (1988): Organische Substanzen — kompostierbare Abfallfraktion. — In: Fachseminar „Stoffliche Verwertung", 22.—23. Juni 1988 in München. — VDI-Bildungswerk.

VAN MEENEN, P., VERMEULEN, J., VERSTRAETE, W. (1988): Fragility of anaerobic SSF consortia. Anaerobic digestion 1988. — Proceedings of the 5th International Symposium of Anaerobic Digestion, 22.—26. Mai 1988, Bologna, Italien. — S. 345—356.

Verband der Chemischen Industrie (1986): Verfahrensberichte zur Abwasserbehandlung des Arbeitskreises „Abwasserreinigung" des Ausschusses Wasser und Abwasser (AWA) beim VCI. 11. Bericht: Abwasserreinigung durch anaerobe biologische Behandlung. — Frankfurt: VCI.

WEGENER, H.-R. (1986): Untersuchungen zur chemo-physikalischen Beurteilung von kompostierten Haus- und Gartenabfällen. — In: Magistrat der Universitätsstadt Gießen, Kreisausschuß des Landkreises Gießen, Justus-Liebig-Universität Gießen (Hrsg.): Kolloquium Abfallwirtschaft — Stadtökologie. — Gießen. — S. 36—54.

WIEMER, K., KIRCH, B., BALTHASAR, G. (1986): Die dezentrale Kompostierung getrennt gesammelter vegetabiler Küchen- und Gartenabfälle (Biomüllkompostierung) — vorläufige Informationsschrift. — Wiesbaden. — Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt H. 39.

WUSTMANN, U., GÖHR, R., MARABINI, J., ROTHMUND, P. (1987): Modellversuch zur dezentralen Sammlung und zentralen Kompostierung von Gartenabfällen im Landkreis Erlangen-Höchstadt. — Müll und Abfall 19 (10), 393—403.

ZUCCONI, F., DE BERTOLDI, M. (1987): Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. — In: DE BERTOLDI, M. et al. (Hrsg.): Compost: production, quality and use. — London: Elsevier. — S. 30—50.

5.3 Chemisch-physikalische Verfahren zur Behandlung von Abfällen

ABB (Asea Brown Boveri) (Hrsg.) (1989): Kunststoffpyrolyse: Umfeld und Machbarkeit. — Studie im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens Wirbelschicht-Pyrolyse. Erprobung und Demonstration einer neuen Entsorgungstechnologie für gemischte Kunststoffe und Gummiabfälle; Entwicklung eines realisierbaren Entsorgungskonzeptes. — Mit Förderung des (Bundes-)Ministeriums für Forschung und Technologie, Dezember 1989. — 300 S.

AMSONEIT, N. (1988): Chemisch-physikalische Behandlung von Sonderabfällen. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 502—517.

AMSONEIT, N. (1989): Wiedergewinnung und Verwertung produktionsspezifischer Abfälle aus Oberflächenbehandlungsanlagen mit anorganischen Stoffen. — gi Gesundheits-Ingenieur — Haustechnik — Bauphysik — Umwelttechnik 110 (5), 251/S 17—255/S 21.

ANTON, P., HOFFMANN, P., SCHWEIGER, J.-W. (1988): Entsorgung von Sonderabfällen: Wahl der richtigen Technologie als Teil der Planung. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 777—816.

BARNISKE, L., GLEIS, M. (1988): Thermische Sonderabfallbehandlung im Rahmen der TA Abfall. — Wasser, Luft und Betrieb (wlb) 32 (3), 61—64.

BARTH, E. F. (1990): The SITE Demonstration of the CHEMFIX Solidification/Stablilization Process at the Portable Equipment Salvage Company Site. — J. Air Waste Manage. Assoc. 40 (2), 166—170.

BAUER, G. (1988): Rückwandlung. — Sekundär-Rohstoffe (9), 29—30.

BAUER, G. (1989): Recycling von Polyurethanabfällen und gemischten Polymerabfällen durch Alkoholyse. — Vortrag beim 6. International Recycling Congress in Berlin. — Manuskript. — 9 S.

BAYER, E. (1986): Verfahren zur Gewinnung von festen, flüssigen und gasförmigen Brennstoffen aus organischem Material. — Europäische Patentschrift EP 0 052 334 B1 vom 16. Juli 1986. — München: Europäisches Patentamt.

BAYER, E., KUTUBUDDIN, M. (1981): Öl aus Müll und Schlamm. — Bild der Wissenschaft 18 (9), 68—77.

BAYER, E., KUTUBUDDIN, M. (1982): Niedertemperaturkonvertierung von Klärschlamm und organischem Müll zu Öl. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Recycling International '82. Gewinnung von Energie und Material aus Rückständen und Abfällen. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 337—341.

BAYER, E., KUTUBUDDIN, M. (1984): Niedertemperaturkonvertierung von Klärschlamm zu Öl. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemie-Ingenieurwesen (GVC) (Hrsg.): Verfahrenstechnik der Klärschlammverwertung. Fachkongreß am 25./26. Oktober 1984 in Baden-Baden, Preprints. — S. 141—156.

BECK, W., LIEBERHERR, B., MEIER, R. (1987): Methylenchlorid-Elimination aus hochbelasteten Industrie-Abwässern. — Wasser, Luft und Betrieb (wlb) 31 (3), 26—27.

BECKERATH, K. von (1986): Verfahren und Vorrichtung zum Abtrennen von komplex zusammengesetzten Frachten aus flüssigen Abfällen, wie Industrieabwässern und Deponiesickerwässern. — Müll und Abfall 18 (7), 260—270.

BECKERATH, K. von (1989): Destillative Behandlung von Sonderabfällen. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 8136, Lfg. 2/89. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

BECKEREIT, M., HAGER, D. G. (1990): Behandlung von Betriebsabwasser, Grund- und Sickerwasser. — ENTSORGA-Magazin (7—8), 34—37.

BENDER, H., BÖHM, A. (1986): Einsatz von Adsorberharzen zur Reinigung von mit organischen Schadstoffen kontaminierten Abwässern. — In: BIG-TECH Berlin (Hrsg.): Umwelttechnik-Fachgespräch „Abwasserreinigung bei der Sanierung kontaminierter Böden" am 27. November 1986. — Vortragsmanuskript, 19 S.

BERGER, D., HEYBACH, K. (1984): Umkehrosmose als zuverlässiges Trennverfahren in der Wasseraufbereitung. — Chemie-Technik 13 (4), 131—137.

BEYER, K., KRAUSS, R., PATRZEK, F. (1989): Dekontaminationsverfahren für schwermetallverunreinigte Böden, speziell für Quecksilber. — Offenlegungsschrift DE 38 12 986 A 1 vom 2. November 1989. — München: Deutsches Patentamt. — 3 S.

BISCHOF, J., BÖHM, E. (1986): Innerbetriebliche Wertstoffrückgewinnung in der Galvanik. — Forschungsbericht 103 01 114, UBA-FB 85-098. Berlin: Umweltbundesamt. — Texte 30/86. — 182 S.

BISCHOFSBERGER, W., BORN, R. (1989): Verfahrens- und umwelttechnische Analyse neuer thermischer Prozesse in der Abfallwirtschaft — Phase I: Pyrolyse. — Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der Technischen Universität München, Heft 89. — 273 S. zuzüglich Anlagenteil (o. S.-Nr.).

BITTNER, F., GABRIEL, CH., KNOBLAUCH, TH., SCHODER, F. (1990): Abwasserreinigungsanlage für flüssige Sonderabfälle. — Wasser, Luft und Boden (wlb) 34 (4), 30 + 32.

BRACKER, G., LISS, U., SONNENSCHEIN, H. (1981): Pyrolytische Rohstoffrückgewinnung. — Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) (Hrsg.): Forschungsbericht T 81-017.

BRADEN, R., SCHULZ-WALZ, A. (1982): Naßoxidation von halogenhaltigen Industrieabwässern. — Arbeitsbericht über ein vom BMFT gefördertes Vorhaben (Förderungskennzeichen 02 — WA 831). Als Manuskript gedruckt. — Eggenstein-Leopoldshafen: Fachinformationszentrum Energie, Physik, Mathematik GmbH Karlsruhe (Vertrieb), ISSN 0340-7608. — 37 S.

BREYER, M., HINGER, K.-J., STANEFF, TH. (1986): Kurzzeithydrolyse von Altpapier. Alkoholgewinnung durch Kurzzeithydrolyse von lignocellulosehaltigen Rohstoffen und anschließende Vergärung. — Förderprojekt Nr. 03 C 093 des Bundesministeriums für Forschung und Technologie und der Kommission der Europäischen Gemeinschaften. — Schlußbericht. — Friedrichshafen: Dornier System. — 333 S. zuzüglich Anhang.

BRUINSMA, W., FYTSEMA, J. (1990): Entsorgung ölbelasteter Abwässer. — Wasser, Luft und Boden (wlb) 34 (4), 39—40.

BURLESON, G. R. et al. (1982): Environm. Mutagenesis (4), 469 ff.

DAHM, H. K. (1987): Konzepte der Bundesländer zur Sonderabfallentsorgung. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), VDI-Gesellschaft Energietechnik (Hrsg.): Sondermüll — thermische Behandlung und Alternativen. — Tagung in Saarbrücken, 7./8. Oktober 1987. — Düsseldorf: VDI-Verl. — VDI-Berichte 664 S. 161—163 (Kurzfassung) sowie nachgeliefertes Manuskript, 12 S.

DAHM, W., GEBEL, J., KOLLBACH, J. ST., RAUTENBACH, R., ERDMANN, CH. (1990): Thermodynamische und wirtschaftliche Bewertung der Eindampfung von Deponiesickerwasser. — Entsorgungs-Praxis Spezial, Sonderheft No. 4, S. 17—26.

DE BEKKER, P. H. A. M. J., VAN DEN BERG, J. J. (1990): Umweltaspekte des Naßoxydationsverfahrens für Klärschlamm. — awt Abwassertechnik, Abfalltechnik + Recycling 41 (4), 12—14.

DE JONG, G. J., REKERS, C. N. J. (1974 a): — In: 3. Symposium über Ionenaustauscher in Balatonfüred (Ungarn) im Mai 1974. — Symposiumsbericht.

DE JONG, G. J., REKERS, C. N. J. (1974b): The Imac TMR Process for Removal of Mercury from Waste Water. — J. Chromatogr. 102, 443ff.

DENGLER, H. (1989): Behandlung schwermetallhaltiger Abwässer. — In: Zentrum für Umwelttechnik (UTZ) (Hrsg.): Die novellierte 40. Abwasserverwaltungsvorschrift. Neue Anforderungen an den Bereich der Metallbe- und -verarbeitung. — Fachtagung vom 30.—31. Oktober 1989 in Hofheim. — Frankfurt: UTZ. — Materialien Nr. 11, Manuskript, 18 S.

DICKERSON, R. E., GEIS, I. (1986): Ionen und Gleichgewicht; Säuren und Basen. — In: Chemie — eine lebendige und anschauliche Einführung. — Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft.

DRECHSLER, W. (1985): Alternative Beseitigungsverfahren (für dioxinhaltige Abfälle). — In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Sachstand Dioxine — Stand November 1984. — Berlin: E. Schmidt. — UBA-Berichte 5/85, Kap. 8.3, S. 138—140, 313.

EGGERSDORFER, R., FALTIN, M., FISCHER, B., JENKINS, D. (1989): Abreicherung von Schadstoffen in Produktionsrückständen als Vorstufe zu deren Verwertung, weiteren Behandlung und/oder schadlosen Beseitigung. — Forschungsbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 103 01 127. — 2 Bände.

EHRIG, H.-J. (1987): Weitergehende Sickerwasserreinigung. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie — Ablagerung von Abfällen. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 560—580.

ENSELING, A., KRINGS, W. (1988): Verfestigung kontaminierter Böden und Ablagerung auf der Deponie. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Altlasten 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 1013—1020.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (1989): Superfund Innovative Technology Evaluation (SITE) Programm. — Zusammenfassung der Superfund '89 Conference, November 27—29, 1989. — EPA-Bericht EPA/540/8-89/010.

ESPOSITO, M. P., TIERNAN, T. O., DRYDEN, F. D. (1980): Dioxins. — In: U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (Ed.): Dioxins and Related Compounds. — Cincinnati: EPA.

FISCHER, D. (1989): Hydrierende Dechlorierung von chlorierten Kohlenwasserstoffen — Fallbeispiel. — In: FRANZIUS, V. et al. (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung. — Heidelberg: R. v. Decker's Verl. G. Schenck. Bonn: Economica Verl. — 3. Lieferung, 6/89, Kap. 5.4.3.3.2, S. 1—9.

FRANCIS, A. J., DODGE, C. J. (1990): Anaerobic Microbial Remobilization of Toxic Metals Coprecipitated with Iron Oxide. — Environ. Sci. Technol. 24 (3), 373—378.

FRITSCH, G. (1988): Verfestigungsverfahren zur Altlastsanierung — vier Fallbeispiele. — In: FRANZIUS, V. et al. (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung. — Heidelberg: R. v. Decker's Verl. G. Schenck. Bonn: Economica Verl. — 1. Lieferung, 12/88, Kap. 5.4.2.1.3, S. 1—14.

FUHR, H. (1987): Entsorgungs-Alternativen. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), VDI-Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Dioxin — eine technische, analytische, ökologische und toxikologische Herausforderung. Kolloquium Mannheim, 5. bis 7. Mai 1987. — Düsseldorf: VDI-Verl. — VDI-Berichte 634, S. 647—660.

GERSCHLER, L. J. (1988): Verfestigung von Sonderabfällen — Stand der Diskussion. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 518—552.

GRASSMANN, P. (1983): Physikalische Grundlagen der Verfahrenstechnik. — 3. Aufl. — Aarau, Frankfurt a. M.: Verl. H. R. Sauerländer.

GRASSMANN, P., WIDMER, F. (1974): Einführung in die thermische Verfahrenstechnik. — Berlin, New York: Walter de Gruyter.

GRIGAT, E. (1978): Hydrolyse von Polyurethan-Weichschaumabfällen. — Kunststoffe (5), 281—284.

GRUBE, W. E., Jr. (1990): Evaluation of Waste Stabilized by the Soliditech SITE-Technology. SITE Program Update. — J. Air Waste Manage. Assoc. 40 (3), 310—316.

HAHN, H. H., HOFFMANN, E. (1989): Nährstoffelimination Phosphor. — In: wlb-Handbuch Umwelttechnik 89/90, Sonderveröffentlichung von „Wasser, Luft und Boden" (wlb). — Mainz: Vereinigte Fachverlage Krausskopf-Ingenieur Digest. — S. 62—72.

HAMPEL, H. J., FITZPATRICK, V. F. (1988): In situ-Verglasung — eine neu entwickelte Schmelztechnologie zur thermischen Sanierung von kontaminierten Böden. — In: WOLF, K. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '88. — 2. TNO/BMFT-Kongreß über Altlastensanierung. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. — Bd. 1, S. 871—873.

HAMPEL, H. J., HANKEL, D., KRÖNING, H. (1988): Thermische Behandlung von Hafenschlick. — In: WOLF, K. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '88. — 2. TNO/BMFT-Kongreß über Altlastensanierung. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. — Bd. 2, S. 1339—1348.

HÄRDTLE, G., MAREK, K., BILITEWSKI, B., KIJEWSKI, K. (1988): Recycling von Kunststoffabfällen: Grundlagen — Technik — Wirtschaftlichkeit. — Berlin: E. Schmidt. — Beiheft Nr. 27 zu Müll und Abfall. — S. 43ff.

Handbook of Chemistry and Physics (1984). — 65. Auflage. — Florida: Boca Raton: Chemical Rubber Company (CRC).

HEDDEN, K., RIEGER, R. (1990): Hydropyrolyse von Rückstandsölen mit Wärmezufuhr durch Teilverbrennung von Wasserstoff. — Erdöl und Kohle — Erdgas — Petrochemie (vereinigt mit Brennstoff-Chemie) 43 (2), 62ff.

HEMPEL, D. C., GERDES-KÜHN, M., LINDERT, M. (1990): Erarbeitung der Leistungsgrenzen eines Verfahrens zum biologischen Abbau industrieller Abwas-

serschadstoffe. — Abschlußbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des MURL NW. — 52 S.

HIM (Hessische Industriemüll GmbH) (1989): Chemisch-physikalische Behandlungsanlage in Frankfurt a. M. — Internes Arbeitspapier (Manuskript), 8 S.

HÖFER, U. (1988): Bautechnische Anwendung zur schadlosen Einbindung kokereispezifischer Altlasten nach einem Verfestigungsverfahren nach „Heide-Werner" und erste Erfahrungen hinsichtlich des Eluierungsverhaltens. — In: WOLF, K. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '88. — 2. TNO/BMFT-Kongreß über Altlastensanierung. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. — Bd. 1, S. 977—986.

HOLLMANN, G. (1988): Sonderabfall — Entsorgungskonzeption in einem Unternehmen der chemischen Industrie. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 350 bis 354.

HORCH, K., HERDEN, A., VEHLOW, J., VOGG, H., BRAUN, H. (1988): Demonstrationsanlage Oberhausen zur Rückstandsbehandlung bei der Abfallverbrennung (DORA) — Auslegung und erste Ergebnisse. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 896—909.

HORNKE, J., LIPPHARDT, G., TETZLAFF, H. (1990): Salzsäurereinigung durch Extraktion. — In: DECHEMA et al. (Hrsg.): Produktionsintegrierter Umweltschutz in der chemischen Industrie — Verpflichtung und Praxisbeispiele. — Frankfurt a. M.: DECHEMA. — S. 69.

JÄGER, B. (1989): Abfallverwertung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren, Entwicklungstendenzen und neue Technologien der kommunalen Abfallentsorgung. — 2. (neu bearbeitete) Auflage 1989. — Bonn: Bundesminister für Forschung und Technologie. Berlin: Umweltbundesamt. — 240 S.

JAMES, S. C., SANNING, D. E. (1989): The Demonstration of Remedial Action Technologies for Contaminated Land and Groundwater: Summary of the NATO/CCMS Conference, Bilthoven, NL, November 7—11, 1988. — J. Air Poll. Contr. Assoc. (JAPCA) 39 (9), 1178—1184.

JANDER, G., BLASIUS, E. (1967): Lehrbuch der analytischen und präparativen anorganischen Chemie. — Stuttgart: Hirzel. — S. 39f.

JENTZSCH, M. (1990): Kohleverwendung und Kohleveredlung. — BWK Brennstoff — Wärme — Kraft 42 (4), 159—162.

KAMINSKY, W. (1985): Pyrolyse von Kunststoffabfällen und Altreifen. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Pyrolyse von Abfällen. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 166—194.

KAMINSKY, W., KUMMER, A., PRÖSCH, U., SINN, HJ., STEINSTRASSER, F. (1984): Pyrolyse von Kunststoffabfällen in der Wirbelschicht. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Recycling International '84. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 664—668.

KAMINSKY, W., SINN, HJ., STILLER, C. (1985): Recycling von Polyester durch Pyrolyse. — Chemie-Ing.-Techn. 57 (9), 778ff.

KAMINSKY, W., AUGUSTIN, T., KRÜGER-BETZ, M. (1986): Verwertung von Klärschlamm durch Pyrolyse in der Wirbelschicht. — Schlußbericht Nr. 02 — WS 212 eines BMFT-Forschungsvorhabens, Institut für Technische und Makromolekulare Chemie der Universität Hamburg.

KAMINSKY, W. et al. (1988): BMFT-Forschungsvorhaben FKZ 01 ZH 8504/7. — Forschungsbericht.

KENFIELD, C. F., QIN, R., SEMMENS, M. J., CUSSLER, E. L. (1988): Cyanide Recovery across Hollow Fiber Gas Membranes. — Environ. Sci. Technol. 22 (10), 1151—1155.

KILGER, R. (1988): Grundverfahren für die Behandlung nichtwäßriger Flüssigkeiten aus Altlasten — Überblick. — In: FRANZIUS, V. et al. (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung. — Heidelberg: R. v. Decker's Verl. G. Schenck. — Grundwerk, Kap. 5.4.3.3.0, S. 1—6.

KILGER, R., BILGER, E., JACOB, R. (1989): Dechlorierung der Georgswerder Sickeröle. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), VDI-Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Halogenierte organische Verbindungen in der Umwelt: Herkunft, Messung, Wirkung, Abhilfemaßnahmen. Kolloquium Mannheim, 25. bis 27. April 1989. — Düsseldorf: VDI-Verl. — VDI-Berichte 745, Bd. II, S. 897—909.

KIWITT, E. (1990): Verwertung des bei der Herstellung von Isocyanaten anfallenden Chlorwasserstoffs zur Rückgewinnung von Chlor. — In: DECHEMA et al. (Hrsg.): Produktionsintegrierter Umweltschutz in der chemischen Industrie — Verpflichtung und Praxisbeispiele. — Frankfurt a. M.: DECHEMA. — S. 81—82.

KLAUS, G. (1987): Die chemische Verfestigung von Abfall. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 1. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 446—454.

KLEIN, H. (1990): Plasma-Schmelzverfahren — ein Verfahren zur Aufarbeitung toxischer Reststoffe. — Umwelt-Magazin (3), 30—32.

KNOBLAUCH, TH. (1989): Entsorgung und Wertstoffrückgewinnung am Beispiel buntmetallhaltiger Hydroxidschlämme aus der galvanischen Industrie. — In: Zentrum für Umwelttechnik (UTZ) (Hrsg.): Die novellierte 40. Abwasserverwaltungsvorschrift. Neue Anforderungen an den Bereich der Metallbe- und -verarbeitung. — Fachtagung vom 30.—31. Oktober 1989 in Hofheim. — Frankfurt: UTZ. — Materialien Nr. 11, Manuskript, 13 S.

KOHLER, H., ERNST, W. (1989): Behandlung von chromhaltigen Spülwässern und Konzentraten aus einer Galvanik mit Hilfe der Elektroflotation. — gwf Wasser-Abwasser 130 (11), 578—582.

KOLLBACH, J. ST., DAHM, W., HÖVELMANN, A. (1989): Sickerwasserentsorgung durch Umkehrosmose und Eindampfung der Konzentrate. — In: FEHLAU, K.-P., STIEF, K. (Hrsg.): Fortschritte der Depo-

nietechnik 1989. Praxis der Abfallablagerung. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 30. — Berlin: E. Schmidt. — S. 193—229.

KOLLBACH, J., DAHM, W., RAUTENBACH, R. (1988): Aufbereitung hochbelasteter Abwässer — ein Verfahrensvergleich. — In: WOLF, K. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '88. — 2. TNO/BMFT-Kongreß über Altlastensanierung. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. — Bd. 2, S. 1285—1287.

KORFF, J., KEIM, K.-H. (1989): Hydrierung von synthetisch-organischen Abfällen. — Erdöl, Erdgas, Kohle 105 (5), 223—226.

KRINGS, W. (1988): Einsatz von Verfestigungsverfahren bei der Altlastensanierung — Fallbeispiel und Mischanlage. — In: FRANZIUS, V. et al. (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung. — Heidelberg: R. v. Decker's Verl. G. Schenck. Bonn: Economica Verl. — Grundwerk, Kap. 5.4.2.1.1, S. 1—7.

LEONHARD, K. (1990): Eindampfung von Deponiesickerwasser. — gwf Wasser-Abwasser 131 (9), 467—471.

LÖFFLER, W. (1989): UK-Wesseling-Verfahren zur Umwandlung von Kunststoff zu Öl. — Vortragsmanuskript. — 25 S.

MALLE, K.-G. (1981): Naßoxidation. — In: WEISE, E. (Hrsg.): Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie, 4. Auflage. — Weinheim etc.: Verl. Chemie. — Bd. 6, S. 438f. (Kap. 4.1.2.1).

MARR, R. (1988): Flüssig-Membran-Permeation zur Abwasserreinigung und Rückgewinnung chemischer Produkte. — In: ACHEMA '88, Handbuch Umweltschutz. — Frankfurt a. M.: DECHEMA. — S. C 102.

MARTINETZ, D. (1981): Immobilisation, Entgiftung und Zerstörung von Chemikalien. — Thun, Frankfurt a. M.: Verl. Harri Deutsch.

MARTINETZ, D. (1986a): Immobilisation, Entgiftung und Zerstörung von Chemikalien. — 2. überarbeitete Auflage. — Thun, Frankfurt a. M.: Verl. Harri Deutsch.

MARTINETZ, D. (1986b): Detoxification and Decomposition. — In: MÜLLER, K. R. et al. (Hrsg.): Chemical Waste — Handling and Treatment. — Berlin, Heidelberg etc.: Springer. — S. 113—265.

MARTINETZ, D. (1987): Entgiftung und Zerstörung von Chemikalien. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 8132, Lfg. 5/87. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

MATTHES, B. (1988): Behandlung von Sickerwasser. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 602—624.

MESECK, K.-P. (1987): Chemisch-physikalische Aufbereitung von Tankspülwässern. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 1. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 422—426.

MISCHER, G. (1988): Konzeption und Bau einer Naßoxidationsanlage. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 573—578.

MÜLLER, G. (1988): Chemische Dekontaminierung von schwermetallbelasteten Schlämmen (Baggerschlamm, Klärschlamm), Verbrennungsrückständen, Böden und anderen Feststoffen. — In: WOLF, K. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '88. — 2. TNO/BMFT-Kongreß über Altlastensanierung. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. — Bd. 2, S. 1475—1477.

MÜLLER, G. (1989): Chemische Dekontaminierung — Ein Konzept zur endgültigen Entsorgung schwermetallbelasteter Feststoffe (Baggergut, Böden etc.). — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Altlasten 3. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 511—519.

MÜLLER, K. R. (1981): Wiederverwendung und Wiederverwertung von Abfällen in der chemischen Industrie, Kap. 2: Grundchemikalien (Grundprodukte). — In: WEISE, E. (Hrsg.): Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie, 4. Auflage. — Weinheim etc.: Verl. Chemie. — Bd. 6, S. 539—572 (Kap. 2: S. 541f.).

MÜLLER, K. R. et al. (Hrsg.) (1986): Chemical Waste — Handling and Treatment. — Berlin, Heidelberg etc.: Springer. — 360 S.

MÜLLER, W., WITZKE, L. (1975): Entgiftung und Aufarbeitung von Härtesalz-Rückständen. — Chemie-Ingenieur-Technik 47, 435.

NIEDERDELLMANN, G. (1979): Hydrolyse von Kunststoffabfällen. — Teilprojekt 6 des Forschungsprogrammes Wiederverwertung von Kunststoffabfällen.

NYLAND, M. (1989): Fallbeispiele: Anpassung von Altanlagen durch Errichtung von Nachbehandlungsstufen. — In: Zentrum für Umwelttechnik (UTZ) (Hrsg.): Die novellierte 40. Abwasserverwaltungsvorschrift. Neue Anforderungen an den Bereich der Metallbe- und -verarbeitung. — Fachtagung vom 30.—31. Oktober 1989 in Hofheim. — Frankfurt: UTZ. — Materialien Nr. 11, Manuskript, 19 S.

OFT, B. (1989): Verwertung von Fotochemikalien. — In: ZECH, H.-J. und BLUME, H. (Hrsg.): Abfallnotstand — kooperative Lösungen. Produktions- und Sonderabfälle: Vermeidung, Verwertung, Entsorgung. — Karlsruhe: Kernforschungszentrum. — S. 85—110.

OSWALD, E. (1989): Behandlung AOX-haltiger Abwässer. — In: Zentrum für Umwelttechnik (UTZ) (Hrsg.): Die novellierte 40. Abwasserverwaltungsvorschrift. Neue Anforderungen an den Bereich der Metallbe- und -verarbeitung. — Fachtagung vom 30.—31. Oktober 1989 in Hofheim. — Frankfurt: UTZ. — Materialien Nr. 11, Manuskript, 25 S.

PAUL, H. (1984): Membrantrennung und Eindampfung, eine wirtschaftliche und umweltfreundliche Verfahrenskombination zur Aufarbeitung von ölhaltigen Industriewaschwassern. — Dissertation an der RWTH Aachen.

PAUL, H. (1990): Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von Membrantrennverfahren. — Chemie-Technik 19 (2), 62—65.

PIECHURA, H. (1988): Pyrolyse von Sonderabfällen — Ergebnisse und Möglichkeiten. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (1988): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 845—859.

PINNEKAMP, J. (1987): Synopse der Verfahren zur Klärschlammbehandlung und -verwertung. — Wissenschaft und Umwelt (ISU) (3), 109—120.

RAUTENBACH, R., DAHM, W. (1989): Kombinationsverfahren für die Reinigung von Deponiesickerwasser. — Vortrag auf dem Membrankolloquium Aachen 1989. — Manuskript, 19 S.

RAUTENBACH, R., KOLLBACH, J., OFFERMANN, H. (1985): Verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Aufarbeitung von flüssigen Sonderabfällen. — In: TU München (Hrsg.): Umwelteinflüsse von Abfalldeponien und Sondermüllbeseitigung. — Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der TU München, Nr. 58, S. 275—302.

RAUTENBACH, R., WELSCH, K. (1990): Deponiegasnutzung mit Membranen. — Wissenschaft und Umwelt (ISU) 1989 (4) (erschienen September 1990), 157—161.

REIMANN, D. O. (1986): Behandlung von Abwässern und Schadstoffen aus Müllverbrennungsanlagen. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), VDI-Bildungswerk (Hrsg.): Abfallbehandlung und -verwertung durch Müllverbrennung. Erprobte und zukünftige Müllbehandlungskonzepte. — Seminar Nr. 43-32-02 am 20./21. Februar 1986 in Düsseldorf. — Manuskript Nr. BW 6954. — 12 S.

RÖMPP (1983): Römpps Chemie-Lexikon. — 8. Aufl., Bd. 3. — Hrsg.: Neumüller, O.-A. — Stuttgart: Franckh'sche Verlagshandlung W. Keller. — S. 2391.

ROSSWAG, H. (1989): Einsatz und Substitution von Komplexbildnern bei der Metallindustrie. — In: Zentrum für Umwelttechnik (UTZ) (Hrsg.): Die novellierte 40. Abwasserverwaltungsvorschrift. Neue Anforderungen an den Bereich der Metallbe- und -verarbeitung. — Fachtagung vom 30.—31. Oktober 1989 in Hofheim. — Frankfurt: UTZ. — Materialien Nr. 11, Manuskript, 36 S.

RUDOLPH, K.-U., KÖPPKE, K.-E., GELLERT, M., RUDOLPH, A. (1988): Leistungs- und Kostenvergleich von Deponiesickerwasserreinigungsanlagen nach derzeitigem Stand der Technik. — Statusbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben FKZ 02 — WA 8721/0. — Bonn: BMFT und Karlsruhe: Kernforschungszentrum. — 230 S.

SCHAAF, R. (1988): Aufbereitung chlorhaltiger Öle. — Entsorgungs-Praxis 6 (1—2), 16—18.

SCHINDEWOLF, U. (1972): Hydrolytische Umsetzung von cyanidhaltigen Härtesalzabfällen. — Chemie-Ingenieur-Technik 44, 682 ff.

SCHRAEWER, R. (1988): Auslegung und Betriebsverhalten von anaeroben Bioreaktoren zur Reinigung hochbelasteter Stärkeabwässer. — awt abwassertechnik 39 (5), 40—43.

SCHULZE, J., WEISER, M. (1985): Vermeidungs- und Verwertungsmöglichkeiten von Rückständen bei der Herstellung chlororganischer Produkte. — UFOPLAN-Forschungsbericht 103 01 304, UBA-FB 82-128. — Umweltbundesamt (Hrsg.). — UBA-Texte 5/85. — 639 S.

SEYFRIED, C. F., SAAKE, M. (1986): Verfahren der anaeroben Reinigung von Industrieabwässern. — Korrespondenz Abwasser 33 (10) 877—893.

SEYFRIED, C. F., THEILEN, U. (1990): Biologische Vorbehandlung vor Membranverfahren bei der Sikkerwasserbehandlung. — Entsorgungs-Praxis Spezial, Sonderheft No. 4, S. 11—16.

SINN, HJ., KAMINSKY, W., JANNING, J. (1976): Verarbeitung von Kunststoffmüll und Altreifen zu Chemie-Rohstoffen, besonders durch Pyrolyse. — Angew. Chem. 88 (22), 737—750.

SPENDLIN, H.-H., STEGMANN, R. (1988): Anaerobe Behandlung von Biomüll. — Müll und Abfall 20 (5), 185—200.

SRU (1987): Umweltgutachten 1987. — Stuttgart: Kohlhammer (erschienen 1988). — 674 S.

SRU (1989): Altlasten. — Sondergutachten. — Stuttgart: Metzler-Poeschel (erschienen 1990). — 304 S.

STAAB, K. F. (1990): Membranverfahren in der Abwasserreinigung. — Entsorgungs-Praxis 3 (9), 519—525.

STALEY, L. J., VALENTINETTI, R., McPHERSON, J. (1989): SITE Demonstration of the CF Systems Organic Extraction Process. — J. Air Waste Manage. Assoc. 40 (6), 926—931.

STEFFENSEN, U., MAKUSZIES, D. (1990): Entsorgung von ölhaltigen Sonderabfällen nach dem Hamburger Pyrolyseverfahren. — Hrsg. KAMINSKY, W. von — Berlin: E. Schmidt. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 32. — 254 S.

STEINMETZER, H.-C., MATTHES, B. (1987): Methoden zur Vorbehandlung von Gewerbeabfällen. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. Kennzahl 8131. Lfg. 1/87. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

STRATHMANN, H., RAUTENBACH, R. (1987): Stand der Membrantechnik in der Bundesrepublik Deutschland. — Chemie-Technik 16 (7), 58—68.

SUTTER, H. (1987): Vermeidung und Verwertung von Sonderabfällen. Grundlagen, Verfahren, Entwicklungstendenzen. — Berlin: E. Schmidt. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 17. — 154 S.

TABASARAN, O., THOMANETZ, E. (1987): Möglichkeiten und Grenzen physikalischer, chemischer und biologischer Verfahren zur Behandlung von Sickerwässern aus Sonderabfalldeponien. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie — Ablagerung

von Abfällen. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 526—559.

THOMANETZ, E. (1987): Chemisch-physikalische Behandlung von Sondermüll. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), VDI-Gesellschaft Energietechnik (Hrsg.): Sondermüll — thermische Behandlung und Alternativen. — Tagung in Saarbrücken, 7. und 8. Oktober 1987. — Düsseldorf: VDI-Verl. — VDI-Berichte 664, S. 83—97.

THOMANETZ, E., TABASARAN, O. (1986): Rapid Analysis Methods for Special Wastes. — In: MÜLLER, K. R. et al. (Ed.): Chemical Waste — Handling and Treatment. — Berlin, Heidelberg etc.: Springer. — S. 69—88.

THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (1987): Sonderabfall-Entsorgung. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 1. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 1—225.

THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (1988): Sonderabfall-Entsorgung. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 1 bis 292.

TSUTSUMI, S. (1975): Conversion of Refuse to Energy. — In: Conference Papers IEEE, Montreux, Nov. 3rd—5th, 1975. — Zürich: Eiger. — S. 567. — Deutsche Version der Abbildung: s. MARTINETZ (1981), S. 100.

UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1987): Deponiesikkerwasserbehandlung. — Symposium vom 9.—11. April 1986 in Aachen/veranst. von Umweltbundesamt Berlin etc. — Berlin: E. Schmidt. — Materialien/Umweltbundesamt, 87,1. — 568 S.

UBA (Umweltbundesamt) (1989) (Hrsg.): Jahresbericht 1988. — Berlin: UBA. — S. 140.

UFOKAT '88 (Umweltforschungskatalog 1988). — 7. Ausgabe. — Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.). — Berlin: E. Schmidt.

ULLMANNs Encyklopädie (1972): Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie. — 4. Auflage, Bd. 2. — BARTHOLOMÉ, E. et al. (Hrsg.): Verfahrenstechnik I (Grundoperationen). — Weinheim: Verl. Chemie. — 764 S.

ULLMANNs Encyklopädie (1981): Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie. — 4. Auflage, Bd. 6. — WEISE, E. (Hrsg.): Umweltschutz und Arbeitssicherheit. — Weinheim etc.: Verl. Chemie. — S. 417—464 (Abwasser-Behandlung), 539—572 (Abfall/Wiederverwendung und -verwertung), 573—626 (Abfall/Entsorgungsverfahren).

Umweltmagazin (1990): Weltweit größte Ultrafiltrationsanlage. — (4), 12.

VAN DER VELDEN, B. (1987): Die Stellung des Sondermülls im Abfallrecht. — In: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), VDI-Gesellschaft Energietechnik (Hrsg.): Sondermüll — thermische Behandlung und Alternativen. — Tagung in Saarbrücken, 7. und 8. Oktober 1987. — Düsseldorf: VDI-Verl. — VDI-Berichte 664, S. 17—33.

VAUCK, W. R. A., MÜLLER, H. A. (1988): Grundoperation chemischer Verfahrenstechnik. — 7. Aufl. — Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft.

WAGNER, U. (1987): Die Sanierung von Chemikalienbeständen an Hochschulen. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 1. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 409—415.

WEBER, T., SCHULLER, D. (1988): An Alternative to the Deposition of Industrial Residues: The Possibility of Working up of Jarosite. — Environmental Technology Letters 9, 163—170.

WIEDEMANN, H. U. (1982): Verfahren zur Verfestigung von Sonderabfällen und Stabilisierung von verunreinigten Böden: Stand der Erkenntnisse und Anwendungsmöglichkeiten. — Berlin: E. Schmidt. — UBA-Berichte 1/82. — 148 S.

WIENBERG, R., CALMANO, W. (1989): Grundlagen der Schadstoffbindung bei Verfestigungsverfahren. — In: FRANZIUS, V. et al. (Hrsg.): Handbuch der Altlasten-Sanierung. — Heidelberg: R. v. Decker's Verl. G. Schenck. Bonn: Economica Verl. — 3. Lieferung 6/89, Kap. 5.4.2.0.2, S. 1—22.

WLB IFAT-Report (1990): Sonderausgabe zur IFAT '90 München. — Wasser, Luft und Boden (wlb). — Mainz: Vereinigte Fachverlage Krausskopf-Ingenieur Digest. — Mai 1990. — S. 41.

WÖRLE, R. (1987): Analytik der Gewerbeabfälle. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 8011. Lfg. 2/87. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

5.4 Thermische Abfallbehandlung

ABB (Asean Brown Boveri AG) (Hrsg. 1989): Thermisches Verfahren zur umweltfreundlichen Entsorgung von dioxin- und schwermetallhaltiger Filterasche aus Müllverbrennungsanlagen. — Zürich, Firmenschrift.

BARNISKE, L. (1985a): Energetische Abfallverwertung. — Umwelt (VDI) 15 (3), 259—266.

BARNISKE, L. (1985b): Thermische Abfallbehandlung — Energieumsetzung und Umweltprobleme, Thermische Verfahren der Abfallwirtschaft (BMFT-Statusbericht).

BARNISKE, L. (1987a): Stand der thermischen Abfallbehandlung in der Bundesrepublik Deutschland. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung in Entsorgungskonzepten. — Düsseldorf: VDI — VDI Berichte 637. — S. 27—50.

BARNISKE, L. (1987b): Energienutzung und Umweltprobleme bei der Müllverbrennung. — Gesundheit-Ingenieur-Haustechnik-Bauphysik-Umwelttechnik (5), 251—253.

BARNISKE, L. (1987c): Entsorgung von Rückständen aus der Abgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.):

Sondermüll, Thermische Behandlung und Alternativen. — Düsseldorf: VDI — VDI Berichte 664. — S. 191—211.

BARNISKE, L., GLEIS, M. (1988): Thermische Sonderabfallbehandlung im Rahmen der TA Abfall. — Wasser, Luft und Betrieb (3), 61—64.

BERGER, D. H., KLEIN, H. (1989): Thermische Aufbereitung von Flug- und Filterstäuben aus Müllverbrennungsanlagen durch Plasma-Technik. — Kiel: Krupp Mak Maschinenbau GmbH, Firmenschrift.

BISCHOFSBERGER, W., BORN, R. (1989): Verfahrens- und umwelttechnische Analyse neuer thermischer Prozesse in der Abfallwirtschaft: Phase 1: Pyrolyse. — München: Techn. Univ. — Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen. 89.

BMU (1990): Umweltbericht 1990 des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. — Bundesanzeiger, 42 (145 a).

BONNENBERG, H. (1987): Die Bedeutung der thermischen Abfallbehandlung von Siedlungsabfällen. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung in Entsorgungskonzepten. — Düsseldorf: VDI — VDI Berichte 637. — S. 7—25.

BRAUNGART, M., FUCHSLOCH, N. (1989): Studie zu Abfall- und Energiebilanzen einer Müllverbrennungsanlage am Beispiel der Müllverbrennungsanlage Weißenhorn. — EPEA — Umweltinstitut, Hamburg.

CLEVE, U. (1988): Einsatz von Aktivkohle und Aktivkoks zur Rauchgasreinigung. — Technische Mitteilungen Haus der Technik e. V. Essen 81 (6), 365—373.

DAVIDS, P., LANGE, M. (1986): Die TA Luft '86 — Technischer Kommentar. — Düsseldorf: VDI.

Deutsche Babcock Anlagen AG — Geschäftsbereich Umwelttechnik (1986): Rauchgasreinigung hinter Müllverbrennungsanlagen. — Krefeld: Druckcenter Thyssen.

DOEDENS, H. (1987): Konzepte zur stofflichen Verwertung und Schadstoffminimierung im Verbund mit thermischer Abfallverwertung. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung in Entsorgungskonzepten. — Düsseldorf: VDI — VDI Berichte 637. — S. 51—65.

DRAUSCHKE, St. (1987): Sieben Jahre Betriebserfahrung mit der Naßmüllsterilisation. — HospiTech '87. Kongreß und Ausstellung für Krankenhaustechnik, Hannover, 13.—15. Oktober 1987, S. 316—325.

DRAUSCHKE, St., HINRICHS, H.-F. (1988): Krankenhausabfallbehandlung durch ein Autoklavierungsverfahren nach dem Modell Berlin. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen, 2. — Berlin: EF-Verl., S. 637—653.

DREYHAUPT, F. J. (1981): Handbuch für Immissionsschutzbeauftragte Teil 2: Branchenspezifische Aspekte und Störfall-Verordnung. — Köln: TÜV Rheinland. (TÜV-Handbücher Bd. 6). ISBN 3-885 85-039-7

EDELMANN, E., GRAWE, J., NICOLAI, P., NITSCHKE, J., TUROWSKI, R., WAGNER, E. (1987): Nutzung erneuerbarer Energien durch die Elektrizitätsversorgung. — Elektrizitätswirtschaft (5), 245—252.

EG-Kommission (1988): Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über die Verringerung der Luftverunreinigung durch bestehende Müllverbrennungsanlagen — (KOM (8) 71) endg. — (Von der Kommission dem Rat vorgelegt am 9. März 1988) (88/C75/06). — Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 23. März 1988.

EG-Kommission (1989): Richtlinie des Rates vom 8. Juni 1989 über die Verhütung der Luftverunreinigung durch neue Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll (89/369/EWG). — Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 14. Juni 1989.

EHRESMANN, J. (1982): Verbrennung von Krankenhausabfällen in zentralen Sondermüll-Verbrennungsanlagen. 3. Internationaler Recycling Congress, Berlin, 19.—21. April 1982, S. 1006—1009.

ERBACH, G. (1984): Hessische Industrie-Müll-Beseitigungsanlage (HIM) — Erfahrungen des ersten Betriebsjahres. — VGB Kraftwerkstechnik 64 (11), 1015—1019.

FÄHNLE, W., DOLDERER, P. (1990): Pyrolyse für Hausmüll. — EntsorgungsPraxis (6), 353—358.

FAULSTICH, M. (1989): Inertisierung fester Rückstände aus der Abfallverbrennung. — AbfallwirtschaftsJournal (7/8), 20—56.

FGSV (Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen [1986]): Merkblatt über die Verwendung von industriellen Nebenprodukten im Straßenbau, Teil: Müllverbrennungsasche (MV-Asche). Hrsg.: FGSV, Arbeitsgruppe „Mineralstoffe im Straßenbau".

FICHTEL, K. (1978): Rückstände aus Müllverbrennungsanlagen. — Umwelt (3), 141—152.

FICHTEL, K. (1983): Beurteilung der festen und flüssigen Rückstände aus Rauchgasreinigungsanlagen. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. (Hrsg.): Müllverbrennung und Rauchgasreinigung, Aggregate und Systeme, Rückstände, Verfahrensbeurteilung, Schadstoffmessungen. — Berlin: EF Verlag für Energie- und Umwelttechnik. — (Technik, Wirtschaft, Umweltschutz, Bd. 7).

FICHTEL, K., RICHTER, H., BECK, W. (1981): Ergebnisse der Versuche zur trockenen Heißreinigung von Abgasen aus der Sondermüllverbrennungsanlage der GSB in Ebenhausen. — VGB Kraftwerkstechnik 61 (11), 955—963.

FISCHER, G., KITZEROW, H.-G. (1989): Gedanken zur Zukunft der thermischen Haus- und Gewerbemüllentsorgung. — AbfallwirtschaftsJournal (7/8), 16—19.

GABRIC, B. (1984): Wirbelschichtfeuerung, Möglichkeiten des Einsatzes für die Verbrennung von Brennstoffen aus Abfall. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Brennstoff aus Müll, Herstellung und Verwertung von Rückstandsbrennstoffen als Bestand-

teil eines Ent- und Versorgungskonzepts von Kommunen. — Berlin: EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik.

GÖRTZ, W. (1987): Probleme bei der Bewertung der Wassergefährlichkeit von Feststoffen, dargest. am Beisp. von Rückständen aus der Müllverbrennung. — Gewässerschutz, Wasser, Abwasser 99, 144—167.

GRAHAM, S. J. et al. (1984): Productions of polychlorinated Dibenzo-p-dioxins (PCDD) and Dibenzofurans (PCDF) from resource recovery facilities. Part 1: Sources, emissions and air quality standards. — ASME-National Waste Processing Conference. — Orlando — Florida 3.—6. Juni 1984.

GROMOTKA, H. (1987): Maßnahmen zur Einhaltung der neuen TA Luft — Anforderungen in der Sondermüll-Verbrennungsanlage Schweinfurt. — Chemie-Ingenieur-Technik (10), 800—801.

HABECK-TROPFKE, H.-H. (1985): Müll- und Abfalltechnik. — Düsseldorf: Werner. ISBN 3-8041-1960-3

HAGENMAIER, H. et al. (1987): Catalytic effects of fly ash from waste incineration facilities on the formation and decomposition of polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and polychlorinated Dibenzofurans. — Environmental Science Technologie, 11, (11), 1080—1084.

HANNES, K. W. (1989): Verbrennung von Klärschlämmen in Schmelzkammerfeuerungen von Ballast-Steinkohlekraftwerken. — Entsorgungspraxis-Spezial (8), 32—35.

HASENKOPF, O., NONNENMACHER, A., AUCHTER, E., HAGENMAIER, H., KRAFT, M. (1987): Wirksamkeit von Primär- und Sekundärmaßnahmen zur Dioxinminderung in Müllverbrennungsanlagen. — VGB Kraftwerkstechnik 67 (11), 1069—1073.

HLfU (Hessische Landesanstalt für Umwelt) (1988): Merkblatt über die Verwertung von Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen. Aufgestellt von d. HLfU.

HOFER, F. (1987): Verbesserungsbedürftige Entsorgung krankenhausspezifischer Abfälle. — Müll und Abfall (6), 258—262.

HOFFMANN, Th. (1990): Behandlung von Reststoffen aus der Müllverbrennung. — EntsorgungsPraxis (6), 381—383.

HUEBER, D. (1982): Methoden und Kosten der Beseitigung von Krankenhausabfällen. — Müll und Abfall 14 (10), 262—268.

JOCKEL, W. (1984): Emissionssituation bei MVA verschiedener Bauarten. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung in Entsorgungskonzepten. — Düsseldorf: VDI — VDI Berichte 637. — S. 141—158.

JÜNTGEN, H. (1985): Möglichkeiten der Verbrennung von Klärschlamm. — Umwelt (2), 143—152.

KEMPIN, T., KIJEWSKI, K. (1985): Stand der Müllverbrennung und Rauchgasbehandlung in der Bundesrepublik Deutschland. — Abwassertechnik (5), 4—6.

LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (1983): Merkblatt „Verwertung von festen Verbrennungsrückständen aus Hausmüllverbrennungsanlagen“, verabschiedet September 1983.

LEMANN, M. (1987): Naßverfahren zur Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen. — Wasser, Luft und Betrieb (1/2), 40—43.

LENOIR, D., HUTZINGER, O. (1989): PCDD/F: Verhinderung der Entstehung chlorierter Dibenzodioxine und -furane bei der Müllverbrennung. — Zeitschrift für Umweltchemische Ökotox. (4), 3—6.

MERZ, A., VOGG, H. (1988): TAMARA — ein Forschungsinstrument des Kernforschungszentrums Karlsruhe. — In: Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen (Hrsg.): Umwelt-Schutztechniken. — Bonn: AGF, S. 49—53.

MOSCH, H., PFEIFFER, K.-D. (1986): Trockene Rauchgasreinigung in Müllverbrennungsanlagen. — VGB Kraftwerkstechnik 66 (7) 645—649.

REIMANN, D. O. (1987): Abwasserbehandlung aus Müllverbrennungsanlagen. — Müll und Abfall (1), 1—7.

REIMER, H. (1987): Entwicklungsstand der Rauchgasreinigungsverfahren in Hausmüll-Verbrennungsanlagen, Primär- und Sekundärmaßnahmen. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung in Entsorgungskonzepten. — Düsseldorf: VDI — VDI Berichte 637. — S. 191—205.

REISE, D. (1987): Erfahrungen mit der regional zentralisierten Abfallbeseitigung im norddeutschen Raum. HospiTech '87. 15. Kongreß und Ausstellung für Krankenhaustechnik, Hannover, 13.—15. Oktober 1987, S. 305—315.

SCHETTER, G., LEITMEIR, E. (1987): Umweltverträglichkeit der thermischen Abfallverwertung. — VGB Kraftwerkstechnik (2), 128—138.

SCHETTER, G. (1988): Dioxin- und Furanemissionen aus Müllverbrennungsanlagen. Teil 1: Beurteilung von Meßergebnissen auf dem Hintergrund technologischer Minderungsmaßnahmen. — Überarb. e. Ref. bei der Fachtagung „Müllverbrennung und Umwelt“ an der TU Berlin vom 2.—5. November 1987. — Müll und Abfall (2), 58—67.

SCHLEUTER, W. (1987): Die Rolle der thermischen Abfallbehandlung in Energieversorgungskonzepten. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung in Entsorgungskonzepten. — Düsseldorf: VDI — VDI Berichte 637. S. 67—82.

SCHNEIDER, O. (1988): MHKW Essen-Karnap: das erste Betriebsjahr. — Energiewirtschaftlich Tagesfragen, 38 (9), 710—722.

SCHOPPMEIER, W. (1988): Erfahrungen mit der Entsorgung, Aufbereitung und Verwertung fester Verbrennungsrückstände aus der Hausmüllverbrennung. — Müll und Abfall (3), 104—112.

SCHULZ, E. (1982): Zentrale Krankenhausabfallbeseitigung am Beispiel des Landes Schleswig-Holstein. 3. Internationaler Recycling Congress, Berlin, 19.—21. April 1982, S. 931—936.

TRW, Inc. (1982): An assessment of the ability of the M/T Vulcanus to incinerate wastes containing PCB's. — Rev. draft. — Industrial Environmental Research Laboratory, EPA Cincinnatti.

UBA (Hrsg.) (1989): Luftreinhaltung '88: Tendenzen — Probleme — Lösungen. Materialien zum Vierten Immissionsschutzbericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag (Drucksache 11/2714) nach § 61 Bundes-Immissionsschutzgesetz. — Berlin: E. Schmidt.

VATER, C. (1987): Stand und Entwicklungsmöglichkeiten der Wirbelschichtfeuerung. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung in Entsorgungskonzepten. — Düsseldorf: VDI — VDI Berichte 637. — S. 7—25.

VDEW (Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke) (Hrsg.) (1988): Neue Ansätze für eine unschädliche Müllverbrennung (Rundschau). — Elektrizitätswirtschaft (6), 348—349.

VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (Hrsg.) (1989): Planung und Bau von Müllverbrennungsanlagen. — Müllverbrennungsanlage. — BWK, Brennstoff, Wärme, Kraft (7/8), 350—351.

VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (Hrsg.) (1979): VDI Richtlinie 2114: Auswurfbegrenzung Abfallverbrennungsanlagen Durchsatz mehr als 750 kg/h. — In: VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft. Bd. 3.

VKW (Vereinigte Kesselwerke) (1978): Müll- und Klärschlammverbrennungsanlage für Stadt und Landkreis Bamberg. — Firmenprospekt, Düsseldorf: VKW.

VOGG, H., VEHLOW, J., STIEGLITZ, L. (1987): Neuartige Minderungsmöglichkeiten für Dioxine und Furane in Müllverbrennungsanlagen. — KFK-Nachrichten (4), 209—212.

VOGG, H., MERZ, A., STIEGLITZ, L., VEHLOW, J. (1989): Chemisch-verfahrenstechnische Aspekte zur Dioxinreduzierung bei Abfallverbrennungsprozessen. — VGB Kraftwerkstechnik (8), 795—802.

VOLLHARDT, F. (1987): Anlagen zur Sondermüllverbrennung. — Chemie-Ingenieur-Technik (8), 622—628.

WAGNER, K. (1987): Kriterien für die Einrichtung und den Betrieb einer Reststoffdeponie. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Thermische Abfallbehandlung in Entsorgungskonzepten. — Düsseldorf: VDI — VDI Berichte 637. — S. 207—225.

WARNCKE, T., DÜSZELN, J. von, LAHL, U. (1986): Bewertung der Dioxinemissionen am Beispiel der MVA Bielefeld-Herford. — Wasser, Luft und Betrieb (11/12), 42—46.

WILDNER, R. (1986): Entstaubung und Entschwefelung kleiner bis mittelgroßer Kesselanlagen. — Fachreport Rauchgasreinigung, BWK 958.

WINNACKER, K., KÜCHLER, L. (1984): Chemische Technologie Bd. 1: Allgemeines, 4. Aufl. — München, Wien: Carl Hanser.

5.5 Deponierung

ARAGNO, M., DUGNANI, L. (1987): Biological oxidation of the gases flowing through landfill topsoils. — In: Proceedings of the ISWA Symposium „Process, Technology and Environmental Impact of Sanitary Landfill", Cagliari, Sardinia, 19.—13. Oktober 1987.

ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1988): Die Zusammensetzung von Deponiesickerwässern. — Müll und Abfall 20 (2), 67—71.

ATV/VKS (1989): Die Bestimmung der Deponierfähigkeit von Schlämmen mit der Referenzmethode „Laborflügelscherfestigkeit". — Korrespondenz Abwasser 36 (8), 903—908.

BACCINI, P. (1986): Das Leitbild für die Abfallwirtschaft in der Schweiz — Konsequenzen für die Deponierung von Reststoffen. — In: Trägerverein des Instituts für wassergefährdende Stoffe e. V. an der TU Berlin (Hrsg.): Die Deponie — Ein Bauwerk? — Symposium am 18. und 19. September 1986 in Aachen. — Berlin: Trägerverein des Instituts für wassergefährdende Stoffe e. V. an der TU Berlin. — IWS-Schriftenreihe 1/1987, S. 83—93.

BARTH, E., LUDWIG, J., WOLZ, K.-D. (1988): Planung einer Behandlungsanlage für Sickerwasser aus einer Sondermülldeponie. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 516 bis 548.

Bayern, Freistaat (1986): Indirekteinleiterverordnung Bayern. — Bay GVBl S. 634 ff.

BECKMANN, U., FREY, R., SCHIFFER, W. (1987): Tiefe Behälter-Deponie für Sonderabfälle. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 1. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 558—565.

BELEVI, H., BACCINI, P. (1989): Long-term Behavior of Municipal Solid Waste Landfills. — Waste Management & Research 7, 43—56.

BIELER, D. (1988): Alternative Deponierungsstrategien für Sonderabfälle. — ZAU Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 1 (1), 37—50.

BIELER, D., CLAUS, F. (1988): Untertagedeponien als Entsorgungszentren. — Raumplanung 40, 50—55.

BISCHOFF, R., CROTOGINO, F., HEIDER, V., SCHMIDT, U., SCHNEIDER, H. J. (1987): Standortauswahl für eine Salzkavernensonderabfalldeponie in Niedersachsen. — Hannover: Kavernen Bau- und Betriebs-GmbH.

BISCHOFF, R., HEIDER, V., SCHNEIDER, H. J., SCHMIDT, U. (1988): Standortuntersuchung der küstenfernen Salzstrukturen für eine Salzkavernen-Sonderabfalldeponie in Niedersachsen. — Hannover: Kavernen Bau- und Betriebs-GmbH.

BOLL, F. W. (1987): Möglichkeiten und Grenzen der Eingangskontrolle und Abfallanalytik auf Hausmülldeponien. — In: Zentrum für Abfallforschung der TU Braunschweig (ZAF) (Hrsg.): Möglichkeiten der Überwachung und Kontrolle von Deponien und Altablage-

rungen. Fachseminar TU Braunschweig, 24./25. September 1987. — Braunschweig: ZAF. — S. 135—152.

BOLL, F. W., DOEDENS, H., HEBBELMANN, H., SCHLÜTER, U., WEBER, B. (1988): Auswirkungen der aktiven Entgasung auf die Möglichkeiten der Rekultivierung von Hochdeponien. — Müll und Abfall 20 (3), 112—122.

BRASSER, T., JAKOB, G., MEYER, T., MÜHLENWEG, V., STARKE, C. (1989): Ablagerung ausgewählter Abfallarten in einer Untertagedeponie. — Entsorgungs-Praxis 7 (11), 573—581.

BRUCKMANN, P., MÜLDER, W. (1982): Der Gehalt an organischen Spurenstoffen in Deponiegasen. — Müll und Abfall 14 (12), 339—346.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt, Jugend und Familie (Österreich) (1988): Richtlinien für Mülldeponien.

Bürgerschaft der Freien und Hansestadt Hamburg: Abfälle aus dem Baubereich — Konzept für einen Teil-Abfallwirtschaftsplan. — Drucksache 11/6776 vom 2. September 1986.

COLLINS, H.-J. (1987): Verformungen an und in Deponien. — In: Zentrum für Abfallforschung der TU Braunschweig (ZAF) (Hrsg.): Möglichkeiten der Überwachung und Kontrolle von Deponien und Altablagerungen. Fachseminar TU Braunschweig, 24./25. September 1987. — Braunschweig: ZAF. — S. 191—208.

CORD-LANDWEHR, K. (1985): Grundlagen und Erfahrungen mit dem SK-Verfahren aufgrund eines mehrjährigen FE-Vorhabens. — Veröffentlichungen des Instituts für Städtebauwesen der TU Braunschweig 39, S. 68—82.

CORD-LANDWEHR, K. (1986a): Stabilisierung von Mülldeponien durch eine Sickerwasserkreislaufführung. — Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 66. — 340 S.

CORD-LANDWEHR, K. (1986b): Vorbehandlung von Sickerwasser durch Rückführung — Ergebnisbericht. — Informationsveranstaltung der ATV-Landesgruppe Nordrhein-Westfalen in Essen am 10. November 1986. — ATV-Dokumentation 4, S. 63—78.

DEISENROTH, N. (1987): Die Untertage-Deponie Herfa-Neurode. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. Kennzahl 8193 — Berlin: E. Schmidt. — Loseblatt-Ausg.

Der Hessische Minister für Umwelt und Reaktorsicherheit (1989): Bekanntmachung der Neufassung des Gesetzes für die Vermeidung, Verminderung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen und die Sanierung von Altlasten (HAbfAG). — Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Hessen, Teil I vom 10. Juli 1989. — Auch in: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 0555, Lfg. 2/90. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (1984): Abfallbeseitigung — Verwertung bzw. Beseitigung von Stoffen wie Erdaushub, Straßenaufbruch und Bauschutt. — Rundschreiben vom 22. Mai 1984, Gesch.-Z. VIII 760/00184, an die Landräte der Kreise und (Ober)-Bürgermeister der kreisfreien Städte.

DERNBACH, H. (1985): Korrosionsprobleme beim Betrieb der Blockheizkraftwerke auf der Deponie Braunschweig. — In: Bundesminister für Forschung und Technologie; Umweltbundesamt (Hrsg.): Deponiegasnutzung; Spurenstoffe, neuere Planungen und Entwicklungen, Erfahrungen — Dokumentation einer Fachtagung 1984. — Bonn, Berlin. — S. 231—244.

DOEDENS, H. (1989a): Gesetzliche Anforderungen an die Sickerwasserreinigung. — Entsorgungs-Praxis Spezial, Sonderheft No. 9, S. 4—6.

DOEDENS, H. (1989b): Möglichkeiten der Minimierung der Sickerwassermengen. — Entsorgungs-Praxis Spezial, Sonderheft No. 9, S. 11—13.

DOEDENS, H., CORD-LANDWEHR, K. (1984): Sickerwasserkreislaufführung auf Deponien — neue Erkenntnisse und betriebliche Varianten. — Müll und Abfall 16 (3), 68—77.

DOEDENS, H., THEILEN, U. (1988): Betriebsplan — Betriebsführung und Flächenteilung der Deponie Breinermoor. — Gutachten des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (unveröffentlicht).

DOHMANN, M. (1987): Gefahren durch Bauschuttrecycling. — Entsorgungs-Praxis 5 (10), 464—467.

EHRESMANN, J., RETTENBERGER, G., TABASARAN, O., URBAN, S. (1986): Untersuchungen zur Auswahl geeigneter Oberflächenabdichtungssysteme für die Sonderabfalldeponie Gerolsheim. — Müll und Abfall 18 (5), 183—194.

EHRIG, H.-J. (1986): Was ist Sickerwasser? — Mengen und Inhaltsstoffe. — Informationsveranstaltung der ATV-Landesgruppe Nordrhein-Westfalen in Essen am 10. November 1986. — ATV-Dokumentation 4, S. 19—34.

EHRIG, H.-J. (1987): Überlegungen zur notwendigen Dauer von Kontrolluntersuchungen bei Altablagerungen. — In: Zentrum für Abfallforschung der TU Braunschweig (ZAF) (Hrsg.): Möglichkeiten der Überwachung und Kontrolle von Deponien und Altablagerungen. — Fachseminar am 24./25. September 1987 in Braunschweig. — Kurzreferate. — Braunschweig: ZAF. — S. 361—388.

EHRIG, H.-J. (1988): Inhaltsstoffe von Deponiesickerwässern. — In: KAYSER, R., ALBERS, H. (Hrsg.): Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien. — Fachseminar im Oktober 1988 in Braunschweig. — Braunschweig: TU/ZAF. — Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig (ZAF) 3, S. 59—94.

EHRIG, H.-J. (1989): Sickerwasser aus Hausmülldeponien. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. — Kennzahl 4587. — Berlin: E. Schmidt. — Loseblatt-Ausg.

EHRLICH, D., RÖTHEMEYER, H., STIER-FRIEDLAND, G., THOMAUSKE, B. (1986): Langzeitsicherheit von Endlagern; Zeitrahmen für Sicherheitsbe-

trachtungen — Bewertung der Subrosion des Salzstockes Gorleben. — Atomwirtschaft — Atomtechnik 21, 231—236.

FERNANDEZ, F., QUIGLEY, R. M. (1985): Hydraulic conductivity of natural clays permeated with simple liquid hydrocarbons. — Can. Geotechn. J. 22, 205—213.

FISCHER, D., SCHENKEL, W. (1990): Anforderungen an die Ablagerung von Abfällen in der Bundesrepublik Deutschland, der Schweiz und Österreich. — Müll und Abfall 22 (1), 2—12.

FÖRSTNER, U. (1988): Geochemische Vorgänge in Abfalldeponien. — Die Geowissenschaften 6 (10), 302—306.

FRECHEN, F.-B., KETTERN, J. T. (1987): Geruchsemissionen aus einer Sonderabfalldeponie und Maßnahmen zu ihrer Minderung — Fallstudie. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 1. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 573—584.

FÜRER, G. (1989): Sonderabfälle untertage einlagern. — Umwelt (VDI) 19 (9), 454—456.

GERHARDY, H. (1989): Die Endlagerung von Sonderabfällen in Salzkavernen. — Vortrag im Seminar „Sonderabfall" (Nr. 118069) der Technischen Akademie Wuppertal am 24./25. April 1989 in Wuppertal-Elberfeld. — Manuskript. — 10 S.

GOSSOW, V. (1988 a): Hochsicherheits-Deponietechnik. — Müll und Abfall 20 (1), 14—21.

GOSSOW, V. (1988 b): Bautechnische Details zur Deponierung von Sonderabfällen. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 1025—1039.

GÜNTHER, A. (1988): Oberflächenabdichtungen für Deponien und Altlasten. — In: WOLF, K. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '88. Zweiter Internationaler TNO/BMFT-Kongreß über Altlastensanierung. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. — Bd. 1, S. 577—593.

HANDZIK, K. H. (1989): Das neue Bauschutt-Merkblatt und dessen Auswirkungen auf die Praxis. — In: WIEMER, K. (Hrsg.): Bauschuttrecycling in Vollzug und Praxis. — Veröffentlichungen des Fachgebietes Abfallwirtschaft und Recycling an der Universität Kassel. — Kassel: Universität. — Abfall-Wirtschaft 1, S. 26—36.

HERRMANN, A. G. (1980): Geochemische und mineralogische Grundlagen für die Endlagerung radioaktiver Substanzen in Salzdiapiren Norddeutschlands. — Fortschritte der Mineralogie 58 (2), 169—211.

HERRMANN, A. G. (1989): Die Untergrund-Deponie anthropogener Abfälle in marinen Evaporiten. — Stuttgart: Metzler-Poeschel. — Materialien zur Umweltforschung (in Vorber.).

HERRMANN, A. G., BRUMSACK, H., HEINRICHS, H. (1985): Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen der Untergrunddeponie anthropogener Schadstoffe. — Naturwissenschaften 72, 408—418.

HERRMANN, A. G., KNIPPING, B. (1988): Stoffbestand und Langzeitsicherheit von Schadstoffdeponien in Salzstöcken: Vorstellung und Diskussion eines Forschungsvorhabens. — PTB informiert, H. 1/88, 21—30.

HILLEBRECHT, E. (1986): Planung und Ausführung einer Kombinationsdichtung — Mineralische Basisabdichtung mit Kunststoffdichtungsbahn für die zentrale Hausmülldeponie des Vogelsbergkreises, Deponie Bastwald. — In: FEHLAU, K.-P., STIEF, K. (Hrsg.): Fortschritte der Deponietechnik 1986. — Berlin: E. Schmidt. — Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis 16, S. 123—153.

HLfU (Hessische Landesanstalt für Umwelt) (1986): Prüfungskatalog zur Bestimmung von Deponiestandorten für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle. — Juli 1986. — 23 S.

HÖFLER, F. (1988): Untersuchungen zur Bestimmung und Entsorgung umweltrelevanter Inhaltsstoffe aus dem Zersetzungsgas der Deponie Berlin-Wannsee. — Dissertation an der TU Berlin.

HOFFMANN, H. (1980): Anforderungen an Deponien für Bauschutt und ähnliche Abfälle — Folgerungen aus Untersuchungen an vorhandenen Deponien. — Umweltbundesamt (Hrsg.): Fortschritte der Deponietechnik. — UBA Texte (ohne Nummer), S. 267—279.

HOFRICHTER, E. (1978): Probleme um die Kernenergie aus geowissenschaftlicher Sicht: Ressourcen, Alternativen, Endlagerung. — Erzmetall 31 (2), 85—90.

JAKOB, G. (1990): Chemische Charakterisierung von möglichen Reaktionen zwischen abgelagerten Abfällen, Wasser und Wirtsgestein in einer Untertagedeponie im Salz. — Abfallwirtschafts-Journal 2 (3), 116—119.

JAKOB, G., DUNEMANN, L., ZACHMANN, D., BRASSER, TH. (1990): Untersuchungen zur Bindungsform von Schwermetallen in ausgewählten Abfällen. — Abfallwirtschafts-Journal 2 (7/8), 451—457.

JANSON, O. (1989): Charakterisierung von Deponiegasen anhand ausgewählter Spurenstoffe unter besonderer Berücksichtigung der Schwefelverbindungen. — Müll und Abfall 21 (4), 198—208.

JOHNKE, B., VATER, CH. (1989): Hausmüllverbrennung — ein umweltverträglicher Behandlungsschritt auf einem umweltentlastenden Entsorgungsweg. — Müll und Abfall 21 (2), 49—57.

JOURDAN, B., SPILLMANN, P., MÜNZ, H., BRITZIUS, E., STRITZKE, J., KOCH, H., HOLCH, G., ROTHMUND, A. (1982): Hausmülldeponie Schäbisch Hall — Homogenisierung und Verrottung des Mülls vor der Ablagerung. — Bundesministerium für Forschung und Technologie (Hrsg.): Forschungsbericht T 82—180. — Karlsruhe: Fachinformationszentrum. — ISSN 0340-7608.

KESTEN, U. (1989): Abfallwirtschaft 1987. — Wirtschaft und Statistik 1989 (12), 812—817.

LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (1979): Die geordnete Ablagerung von Abfällen. — In: HÖSEL, G.

et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. Kennzahl 4690. — Berlin: E. Schmidt. Loseblatt-Ausg.

LAGA (1984): Deponiegas. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. Kennzahl 4720 — Berlin: E. Schmidt. — Loseblatt-Ausg.

LAGA (1985): Sickerwasser aus Hausmüll- und Schlackedeponien — Informationsschrift. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. Kennzahl 4725 — Berlin: E. Schmidt. — Loseblatt-Ausg.

LAGA (1989): Entsorgung asbesthaltiger Abfälle. Merkblatt der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall. — Müll und Abfall 21 (8), 434.

LAUGWITZ, R., POLLER, T., STEGMANN, R. (1988): Entstehen und Verhalten von Spurenstoffen im Deponiegas sowie umweltrelevante Auswirkungen von Deponiegasemissionen. — In: STEGMANN, R., RETTENBERGER, G. (Hrsg.): Deponiegasnutzung; Emissionsminimierung, neuere Planungen und Technologien. — Dokumentation einer Fachtagung in Lübeck-Travemünde 1988. — Bonn: Economica Verl. — Hamburger Berichte 1, S. 153—163.

LEITZKE, C., SROKA, A. (1987): Indirekte Überwachung unzugänglicher Speicher- und Deponiekavernen. — Kali- und Steinsalz 9, 334—344.

LEONHARD, K. (1988): Eindampfung von Sickerwasser. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 625—634.

LÜHR, H.-P., STAUPE, J. (1987): Der Besorgnisgrundsatz beim Grundwasserschutz. — In: Schadstoffarme Abfallentsorgung. — IWS-Schriftenreihe 2, S. 9—26.

LWA NW (Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (1987a): Anforderungen an Deponien für Bodenaushub, Bauschutt und bauschutähnliche Abfälle. — Entwurf einer Richtlinie.

LWA NW (Hrsg.) (1987b): Untersuchung und Beurteilung von Abfällen. — Teil 2: Empfehlungen zur Beurteilung der Ergebnisse von Abfalluntersuchungen — Beseitigung von Abfällen durch Ablagern unter besonderer Berücksichtigung wasserwirtschaftlicher Gegebenheiten. — Entwurf einer Richtlinie vom Juni 1987.

MELF NW (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Nordrhein-Westfalen) (1977): Physikalische und chemische Untersuchungen im Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen. — Rd. Erl. d. Ministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten vom 5. April 1976, zuletzt geändert am 21. Juli 1977 — III C8-902/4-254-59, Min.Bl.NRW, Nr. 76 vom 5. September 1977, S. 1125 Wü/77 — Umfang der Überwachung von Grund-, Oberflächen- und Sickerwasser im Bereich von Abfallbeseitigungsanlagen (Anlage 6).

MELF SH (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein) (1987): Generalplan der Abfallentsorgung des Landes Schleswig-Holstein.

Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz (1987): Entsorgung von Erdaushub, Straßenaufbruch und Bauschutt. — Richtlinie. — Januar 1987. — 12 S.

Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz (1988): Erarbeitung eines Leitfadens zur Behandlung von Erdaushub, Bauschutt, Straßenaufbruch. — Juni 1988. — 207 S.

MU NDS (Ministerium für Umwelt des Landes Niedersachsen) (1988): Abdichtung von Deponien für Siedlungsabfälle. — Rd. Erl. d. MU vom 24. Juni 1988 — 207 — 62812/21 — (GultL 30/36), Bezug: Rd. Erl. d. ML vom 23. Juni 1981 — 317 — 335202 (GultL 78/30).

QUENTMEIER, V. (1988): Behandlung von Stau- und Sickerwässern aus Sonderabfalldeponien. — Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 72. — 275 S.

Rahmen-AbwasserVwV (1989): 51. Anhang der Allgemeinen Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. — GMBl 40 (25), 518—527.

RAMKE, H.-G. (1987): Kontrollmaßnahmen an Entwässerungssystemen von Deponien. — In: Zentrum für Abfallforschung der TU Braunschweig (ZAF) (Hrsg.): Möglichkeiten der Überwachung und Kontrolle von Deponien und Altablagerungen, Fachseminar an der TU Braunschweig am 24./25. September 1987. — Braunschweig: ZAF. — S. 27—62.

RETTENBERGER, G. (1986): Spurenstoffe im Deponiegas — Auswirkungen auf die Gasverwertung. — Umwelt, GIT Supplement 1/86, 53—57.

RETTENBERGER, G. (1987): Gashaushalt von Deponien. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie-Ablagerung von Abfällen. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 292—310.

RETTENBERGER, G. (1988): Oberflächenabdichtungen bei Sonderabfalldeponien. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 440—450.

RINGWOOD, A. (1980): Safe disposal of high-level radioactive wastes. — Fortschritte der Mineralogie 58 (2), 149—168.

RINGWOOD, A., OVERSBY, V., KESSON, S. (1981): SYNROC: Leading performance and process technology. — In: Kernforschungsanlage Jülich GmbH (KFA) (Hrsg.): Proc. Internat. Seminar on Chemistry and Process Engineering for High-level Liquid Waste Solidification, held at Jülich, Germany, June 1—5, 1981. — Jülich: KFA. — Vol. 1, 495—506.

ROEDIGER, M., GLOMM, H. (1988): Zur Technik der Hochtemperatur-Verbrennung von Deponiegas. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 722—731.

SCHICK, G., KÖHLING, R., NIEHAUS, H.-TH., KREBS, G. (1987): Entsorgungsbergwerk; Machbarkeitsstudie zur Ablagerung von Abfällen und Rück-

ständen in Steinkohlenbergwerken. — Essen: Deutsche Projekt Union GmbH. — 59 S.

SCHMIDT, W.: Praxisbeispiele und -probleme der Sickerwasserbeseitigung bei Sonderabfalldeponien. — In: Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.): Fortschritte der Deponietechnik '82. — Berlin: UBA. — Texte 29/82, S. 243—265.

SCHÖNER, P. (1988): Einrichtung und Betrieb von Sonderabfall-Deponien. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Behandlung von Sonderabfällen 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 983—1001.

SPILLMANN, P. (1988): Einfluß der Einbautechnik, Klärschlamm und Recycling auf die Nutzungsdauer von Abfalldeponien. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 2, Ablagerung von Abfällen. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 273—292.

SRU (1989): Altlasten. — Stuttgart: Metzler-Poeschel. — 304 S.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1987): Öffentliche Abfallbeseitigung 1984. — Fachserie 19 (Umweltschutz), Reihe 1.1 — Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer. — 64 S.

STEGMANN, R. (1983): New aspects of enhancing biological processes in sanitary landfill. — Waste Management and Research 1 (3).

STEGMANN, R., SPENDLIN, H.-H. (1987): Vorgänge in kommunalen Abfalldeponien — Grundlagen der chemisch-physikalischen und biochemischen Prozesse. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K.-J. (Hrsg.): Deponie — Ablagerung von Abfällen. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 271—291.

STIEF, K. (1985 a): Anforderungen an die Wirksamkeit von Deponiebasisabdichtungen. — In: KNIPSCHILD, F. W. (Hrsg.): Deponiebasisabdichtung mit Kunststoffdichtungsbahnen. — Berlin: E. Schmidt. — Beiheft Nr. 22 zu Müll und Abfall, S. 9—12.

STIEF, K. (1985 b): Doppelte Deponiebasisabdichtungssysteme. — Müll und Abfall 17 (8), 253—258.

STIEF, K. (1986): Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Planung, Bau, Betrieb und Nachsorge von Deponien. — Müll und Abfall 18 (1), 15—20.

STIEF, K. (1987): Kontrollen an Deponien — im Lichte der kommenden TA Abfall. — In: Zentrum für Abfallforschung der TU Braunschweig (ZAF) (Hrsg.): Möglichkeiten der Überwachung und Kontrolle von Deponien und Altablagerungen. — Fachseminar am 24./25. September 1987 in Braunschweig. — Braunschweig: ZAF. S. 13—25.

THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (1988): Deponie — Ablagerung von Abfällen. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY (Hrsg.): Deponie 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 1—145.

THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J., HEBEL, K. H. (1987): Recycling von Bauschutt. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J., PIETRZENIUK, H.-J. (Hrsg.): Recycling in der Bauwirtschaft. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 3—171.

TRÄNKLER, J. (1987): Umweltverträglichkeit von aufbereitetem Bauschutt. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J., PIETRZENIUK, H.-J. (Hrsg.) Recycling in der Bauwirtschaft. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 211—218.

Umweltbundesamt (Hrsg.) (1986): Daten zur Umwelt 1986/87. — Berlin: E. Schmidt.

URBAN, S. (1987): Gestaltung einer dichten Deponieabdeckung — Resultate eines Testprogrammes. — In: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart (Hrsg.): Zeitgemäße Deponietechnik. — Bielefeld: E. Schmidt. — Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft 24, S. 123—147.

VOGEL, T., McCARTY, P. (1985): Biotransformation of Tetrachloroethylene, Dichloroethylene, Vinyl Chloride and Carbon Dioxide under Methanogenic Conditions. — Applied and Environmental Microbiology 49 (5), 1080—1083.

WEBER, B. (1990): Minimierung von Emissionen der Deponie. — Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 74. — 328 S.

WEGENER, W. (1990): Die Bergwerksdeponie Heilbronn — Untertage-Entsorgung für Rauchgasreinigungsmassen. — Müll und Abfall 22 (7), 444—451.

WEISS, H. (1980): Möglichkeiten der Entstehung sowie Art, Umfang und tektonische Stellung von Rissen und Klüften im Salzgebirge (Literaturstudie). — München: Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH. — GSF-Bericht T-200. — 95 S.

WILKE, F. (1989): Untertageverbringung von Sonderabfällen in Stein- und Braunkohleformationen. — Stuttgart: Metzler-Poeschel. — Materialien zur Umweltforschung (in Vorber.).

WOLF, K. (1987): Sanierung der Deponie Georgswerder. — Entsorgungs-Praxis 5 (12), 588—593.

WROBEL, J.-P. (1983): Bauschutt und Grundwasser. — gwf-wasser/abwasser 124 (7), 327—334.

ZUBILLER, C.-O. (1988): Auswirkungen der TA Abfall auf die Deponieplanung. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 2. — Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik. — S. 165—176.

6 Risikobetrachtung zu den stofflichen Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen und Deponien

ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) (Hrsg.) (1988): Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices for 1988 bis 1989. — Cincinnati (USA): ACGIH.

Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung (1990): Bundesanzeiger Nr. 64 a vom 31. März 1990.

ALTENKIRCH, H., WAGNER, H. M., STOLTENBURG, G., SPENCER, P. S. (1982): Nervous system responses of rats to subchronic inhalation of n-hexane and n-hexane + methyl-ethylketone mixtures. — Journal of Neurological Sciences 57, 209—219.

AMSONEIT, N. (1989): Übernahme, Zwischenlagerung und interne Aufbereitung von thermisch zu behandelnden Sonderabfällen. — In: GVC/VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen (Hrsg.): Vortragsmanuskript zur GVC-Tagung „Entsorgung von Sonderabfällen durch Verbrennung", Baden-Baden, 4.—6. Dezember 1989 — Düsseldorf: VDI.

ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1988): Die Zusammensetzung von Deponiesickerwässern: Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 7. Februar 1986 „Sickerwässer aus Industrie- und Sonderabfalldeponien" des ATV-Fachausschusses 7.2 — Müll und Abfall 20 (2), 67—71.

BAGUV (Bundesverband der Unfallversicherungsträger der öffentlichen Hand/Fachgruppe „Stadtreinigung") (1990): Sicherheitsregeln für Deponien (GUV 17.4). — Entwurf Februar 1990. — München.

BALLSCHMITER, K., BRAUNMILLER, I., NIEMCZYK, R., SWEREV, M. (1988): Reaction Pathways for the Formation of Polychlorodibenzodioxins (PCDD) and -dibenzofurans (PCDF) in Combustion Processes: II. Chlorobenzenes and Chlorophenols as Precursors in the Formation of Polychlorodibenzodioxins and -dibenzofurans in Flame Chemistry. — Chemosphere 17 (5), 995—1005.

BARNISKE, L. (1987): Die Müllverbrennung — umweltgefährdend? — EntsorgungsPraxis 5 (9), 424—428.

Baubehörde Hamburg (Hrsg.) (1986): Arbeitsschutz-Handbuch für die Deponie Georgswerder (Stand: 5/86). — Hamburg. — 67 S. zuzüglich Merkblatt.

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1987): Zwischenbericht zum Versuchsprojekt Lärmschutzwall aus Müllschlacke Unterhaching.

BEALL, M. L., NASH, R. G. (1972): Insecticide depth in soil: effect on soybean uptake in the greenhouse. — Journal of Environmental Quality 1 (3), 286—288.

BECK, H. (1990): Dioxine in Lebensmitteln. — Bundesgesundheitsblatt 33 (3), 99—104.

BECK, H., ECKART, K., MATHAR, W., WITTKOWSKI, R. (1989): PCDD and PCDF body burden from food intake in the Federal Republic of Germany. — Chemosphere 18 (1—6), 417—424.

BECK, O. (1984): Anforderungen an die Reststoffbehandlung bei thermischen Verfahren. — In: 7. Mülltechnisches Seminar: Beseitigung von Reststoffen aus der Müll- und Klärschlammbehandlung. — München: Techn. Univ. — Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Nr. 47, S. 37—51.

BECKERATH, K. von (1989): Nachrüstung einer Sonderabfallverbrennungsanlage durch ein nachgeschaltetes Kondensations-Naßelektrofiltersystem: Vergleich von Emissionen mit verschiedenen Hausmüllverbrennungsanlagen. — Abfallwirtschafts Journal 1 (12), 34—39.

BELEVI, H., BACCINI, P. (1989): Long-term behavior of municipal solid waste landfills. — Waste Management and Research 7, S. 43—56.

BERTAZZI, P. A., ZOCCHETTI, C., PESATORI, A., GUERCILENA, S., SANARICO, M., RADICE, L. (1989): Ten-year mortality study of the population involved in the Seveso incident in 1976. — American Journal of Epidemiology 129 (6), 1187—1200.

BEWERUNGE, J., RITTER, G. (1989): Braunkohlenkoks zur Reinigung von Rauchgasen aus Abfallverbrennungsanlagen. — In: GVC/VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen (Hrsg.): Vortragsmanuskript zur GVC-Tagung „Entsorgung von Sonderabfällen durch Verbrennung", Baden-Baden, 4.—6. Dezember 1989. — Düsseldorf: VDI.

BG (Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften/Fachausschuß „Tiefbau") (1989): Sicherheitsregeln für Bauarbeiten in kontaminierten Bereichen. — Entwurf: Juli 1989. — Sankt Augustin. — Bestell-Nr.: ZH 1/183.

BGA (Bundesgesundheitsamt) (1990): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. — Bundesgesundheitsblatt 33 (5), 341—345.

BINDER, S., SOKAL, D., MAUGHAN, D. (1986): Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. — Archives of Environmental Health 41 (6), 341—345.

BINGEMER, H., CRUTZEN, P. (1987): The production of methane from solid waste. — Journal of Geographical Research 92 (D2), 2181—2187.

BINIARIS, S., WILHELM, M. (1988): Untersuchung über die Richtigkeit der rechnerischen Bestimmung der Kenngrößen für die Immissions-Zusatzbelastung (I1Z und I2Z) nach dem Ausbreitungsmodell der TA Luft 1986. — Staub — Reinhaltung der Luft 48 (9), 351—355.

BIRMINGHAM, B., GILMAN, A., GRANT, D., SALMINEN, J., BODDINGTON, M., THORPE, B., WILE, I., TOFT, P., ARMSTRONG, V. (1989a): PCDD/PCDF multimedia exposure analysis for Canadian population: detailed exposure analysis for the Canadian population: detailed exposure estimation. — Chemosphere 19 (1—6), 637—642.

BIRMINGHAM, B., THORPE, B., FRANK, R., CLEMENT, R., TOSINE, H., FLEMING, G., ASHMAN, J., WHEELER, J., RIPLEY, B., RYAN, B. (1989b): Dietary intake of PCDD and PCDF from food in Ontario, Canada. — Chemosphere 19 (1—6), 507—512.

BMU (Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (1987): Auswirkungen der Luftverunreinigungen auf die menschliche Gesundheit: Bericht des BMU für die Umweltministerkonferenz. — Bonn: BMU.

BMU (Hrsg.) (1990): Stellenwert der Hausmüllverbrennung in der Abfallentsorgung: Bericht des Umweltbundesamtes. — Bonn: BMU.

BRAUN, R., HEIDENHOF, N. (1989): Beurteilung der Schadstoffemission eines Müllheizkraftwerkes unter Berücksichtigung der Energienutzung. — Müll und Abfall 21 (11), 597—601.

BROOKES, B. I., YOUNG, P. J. (1983): The development of sampling and gas chromatography — mass spectrometry analytical procedures to identify and determine the minor organic components of landfill gas. — Talanta 30 (9), 665—676.

BRUCKMANN, P., MÜLDER, W. (1982): Der Gehalt an organischen Spurenstoffen in Deponiegasen. — Müll und Abfall 14 (12), 339—346.

BRUNNEKREEF, B., NOY, D., BIERSTEKER, K., BOLEIJ, J. (1983): Blood lead levels of Dutch children and their relationship to lead in the environment. — Journal of the Air Pollution Control Association (JAPCA) 33, 872—876.

BRUNNER, P. H. (1989): Die Herstellung von umweltverträglichen Reststoffen als neues Ziel der Müllverbrennung. — Müll und Abfall 21 (4), 166—180.

BT-Drucksache 11/2714: Vierter Immissionsschutzbericht der Bundesregierung, 28. Juli 1988.

BT-Drucksache 11/5081: Versalzung der Werra und Weser, 17. August 1989.

BUSER, H.-R. (1987): Bromierte und gemischt bromiert/chlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane. — In: Verein Deutscher Ingenieure — Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Dioxin — eine technische, analytische, ökologische und toxikologische Herausforderung. — Düsseldorf: VDI. — VDI-Berichte 634, 243—256.

BUSH, B., SHANE, L. A., WILSON, L. R., BARNARD, E. L., BARNES, D. (1986): Uptake of polychlorobiphenyl congeners by purple loosestrife (Lythrum salicaria) on the banks of the Hudson river. — Archives of Environmental Contamination and Toxicology 15, 285—290.

CARAMASCHI, F., DEL CORNO, F., FAVARETTI, C., GIANBELLUCA, S. E., MONTESARCHIO, E., FARA, G. M. (1981): Chloracne following environmental contamination by TCDD in Seveso, Italy. — International Journal of Epidemiology 10, 135—143.

CERLESI, S., DI DOMENICO, A., RATTI, S. (1989): 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) persistence in the Seveso (Milan, Italy) soil. — Ecotoxicology and Environmental Safety 18, 149—164.

CHANG, R., HAYWARD, D., GOLDMAN, L., HARNLY, M., FLATTERY, J., STEPHENS, R. (1989): Foraging farm animals as biomonitors for dioxin contamination. — Chemosphere 19 (1—6), 481—486.

CHRISTMANN, W., KLÖPPEL, K. D., PARTSCHT, H., ROTARD, W. O. (1989): Determination of PCDD/PCDF in ambient air. — Chemosphere 19 (1—6), 521—526.

CLAUSING, P., BRUNEKREEF, B., VAN WIJNEN, J. H. (1987): A method for estimating soil ingestion by children. — International Archives of Occupational and Environmental Health 59, 73—82.

CLAYTON, G. D., CLAYTON, F. E. (1981): Patty's industrial hygiene and toxicology. — Vol. 2 A—C, Toxicology. — 3rd revised edition. — New York: John Wiley & Sons.

COCUCCI, S., DI GEROLAMO, F., VERDERIO, A., CAVALLARO, A., COLLI, M., GORNI, A., INVERNIZZI, G., LUCIANI, L. (1979): Absorption and translocation of tetrachlorodibenzo-p-dioxin by plants from polluted soil. — Experientia 35 (4), 482—484.

CRÖSSMANN, G., SEIFERT, D. (1986): Zur Belastung von Böden und Nahrungspflanzen im Bereich der Siedlung Bielefeld-Hagenkamp. — Gutachterliche Stellungnahme im Auftrag der Stadt Bielefeld.

CZUCZWA, J. M., McVEETY, B. D., HITES, R. A. (1984): Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from Siskiwit Lake, Isle Royale. — Science 226, 568—569.

DAWIDOWSKY, N., KRAUSS, P., HAGENMAIER, H. (in Vorbereitung): Organische Schadstoffe in Hausmüll.

Department of Health Services, Toxic Substances Control Division (1989): Die Entwicklung von Handlungsschwellenwerten bei Bodenkontakt: Ein Szenarium für die Exposition von Menschen durch Boden in Wohngebieten. — Endkonzept, erstellt von Department of Health Services, Toxic Substances Control Division, California, USA (Deutsche Übersetzung im Auftrag des Umweltbundesamtes). — Berlin: UBA.

DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) (1983): Antimontrioxid (Atembare Stäube). — In: HENSCHLER, D. (Hrsg.): Gesundheitsschädliche Arbeitsstoffe: Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten. — Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft. — Lose-Blatt-Sammlung, 9. Lieferung.

DFG (Hrsg.) (1988 a): Analytische Methoden zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe. — Band 2: Analysen in biologischem Material. — Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft.

DFG (Hrsg.) (1988 b): Polychlorierte Biphenyle: Bestandsaufnahme über Analytik, Vorkommen, Kinetik und Toxikologie. — Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft. — Mitteilung XIII der Senatskommission zur Prüfung von Rückständen in Lebensmitteln.

DFG (Hrsg.) (1990): Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte 1990. — Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft. — Mitteilung XXVI der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe.

DGE (Deutsche Gesellschaft für Ernährung) (1976): Ernährungsbericht 1976. — Frankfurt/M.: Selbstverl.

DGE (1980): Ernährungsbericht 1980. — Frankfurt/M.: Selbstverl.

DGE (1984): Ernährungsbericht 1984. — Frankfurt/M.: Selbstverl.

DINKLOH, L. (1989): Qualitätsziele zum Schutz oberirdischer Gewässer vor gefährlichen Stoffen. — Bundesgesundheitsblatt 32 (9), 398—403.

DORN, E., RETTENBERGER, G. (1987): Gasförmige Emissionen in den deponienahen Luftraum. — In: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Univ. Stuttgart, Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft (Hrsg.): Zeit-

gemäße Deponietechnik. — Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft. Bd. 24, S. 9—30.

DREYHAUPT, F. J. (1988): Entwicklung der Luftreinhaltung in der Bundesrepublik Deutschland. — Wissenschaft und Umwelt (ISU) (1), 3—10.

EHRIG, H.-J. (1987): Überlegungen zur notwendigen Dauer von Kontrollmessungen bei Altablagerungen. — In: Zentrum für Abfallforschung der TU Braunschweig (ZAF) (Hrsg.): Möglichkeiten der Überwachung und Kontrolle von Deponien und Altablagerungen. — Braunschweig: ZAF. — S. 361—388.

EHRIG, H.-J. (1988): Qualität und Quantität von Deponiesickerwasser: Entstehung, Inhaltsstoffe, Veränderungen. — Entsorgungs-Praxis-Spezial H. 2, S. 100—102 und 104—105.

EIKMANN, T., MICHELS, S., KRIEGER, T., EINBRODT, H. J. (1988): Gesundheitsrisiken durch Altlasten: Gefährdungspfade — epidemiologische Untersuchungen. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Altlasten 2. — Berlin: EF-Verl. — S. 323 bis 334.

EINENKEL, W. D., WAGENKNECHT, P. (1986): Die Abfallverbrennung im Lichte der neuen TA Luft. — Müll und Abfall 18 (11), 443—450.

EITZER, B., HITES, R. (1989): Atmospheric Transport and Deposition of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans. — Environmental Science and Technology 23 (11), 1396—1401.

ENGEL, H., TABASARAN, O. (1990): Emissionen von Deponiefackeln. — In: WIEMER, K. (Hrsg.): Abfallwirtschaft und Deponietechnik. — Kassel. — Veröffentlichungen des Fachgebietes Abfallwirtschaft und Recycling an der Univ. Kassel. Bd. 5, S. 547—560.

Enquete-Kommission Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre (1988): Erster Zwischenbericht. — BT-Drucksache 11/3246, Abschnitt D: Treibhauseffekt und Klimaänderung, Tabelle 1. — S. 184.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1986): Superfund Public Health Evaluation Manual. — Washington.

EPA (1988): Estimating exposures to 2,3,7,8-TCDD. — External Review Draft, January 13, 1988. — Exposure Assessment Group, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC 204600.

EWERS, U. (1989): Umweltmedizinisch-toxikologische Beurteilung von Gesundheitsrisiken im Zusammenhang mit Altlasten. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Untersuchung, Beurteilung und Sanierung industrieller Altlasten. — VDI-Seminar am 13./14. Juni 1989 in Düsseldorf. — Düsseldorf: VDI-Bildungswerk. — o. Zähl./BW 8363.

EWERS, U., BROCKHAUS, A. (1987): Die biologische Überwachung der Schadstoffbelastung des Menschen und ihre Bedeutung bei der Beurteilung umwelttoxischer Einflüsse. — Das öffentliche Gesundheitswesen 49 (12), 639—647.

EWERS, U., SCHLIPKÖTER, H.-W. (1984): Blei. — In: MERIAN, E. (Hrsg.): Metalle in der Umwelt: Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. — Weinheim: Verl. Chemie. — S. 351—373.

FAHLENKAMP, H., GLINKA, U. B. (1988): Abgasreinigung hinter Müllverbrennungsanlagen. — In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Luftreinhaltung (Umwelt-Special Juni 1988). — Düsseldorf: VDI. — S. 38—46.

Farbwerke Hoechst (1989): Emissionsmessungen RVA Werk Hoechst, Feb./März 1989.

FEIGE, W. (1989): Stellungnahme zur geplanten Müllverbrennungsanlage Ansbach aus der Sicht von Landwirtschaft und Nahrungsmittelproduktion. — Agrarfachleute des landwirtschaftlichen Bildungszentrums Triesdorf.

FISCHER, D., SCHENKEL, W. (1990): Anforderungen an die Ablagerung von Abfällen in der Bundesrepublik Deutschland, der Schweiz und Österreich. — Müll und Abfall 22 (1), 2—13.

FREMDLING, H., HEIN, P., KILGER, R., MARG, L., WERNICKE, G. (1989): Fassung und Behandlung der Flüssigkeiten aus der Deponie Georgswerder. — Wasser und Boden 41 (9), 521—526.

FRIES, G. F. (1987): Assessment of potential residues in foods derived from animals exposed to TCDD-contaminated soil. — Chemosphere 16 (8/9), 2123—2128.

FRITZ, W. (1983): Modellversuche zum Übergang von Benzo[a]pyren aus dem Boden in Erntegüter. — Zeitschrift für die gesamte Hygiene und ihre Grenzgebiete 29 (7), 370—373.

FÜRMAIER, B. (1984): Schwermetallhaltige Stäube: Emissionsmessungen an fünf Abfallverbrennungsanlagen. — EntsorgungsPraxis 2 (3), 114—118.

GAUGLHOFER, J. (1984): Chrom. — In: MERIAN, E. (Hrsg.): Metalle in der Umwelt: Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. — Weinheim: Verl. Chemie. — S. 409—424.

GEYER, H., SCHEUNERT, I., FILSER, J., KORTE, F. (1986): Bioconcentration potential (BCP) of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD) in terrestrial organisms including humans. — Chemosphere 15 (9—12), 1495—1502.

GEYER, H., SCHEUNERT, I., KORTE, F. (1987): Bioakkumulation von 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (TCDD) und anderer polychlorierter Dibenzo-p-dioxine (PCDDs) in aquatischen und terrestrischen Organismen sowie im Menschen. — In: Verein Deutscher Ingenieure — Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Dioxin — eine technische, analytische, ökologische und toxikologische Herausforderung. — Düsseldorf: VDI. — VDI-Berichte 634, S. 317—347.

GOERGENS, H. W. (1988): Gutachten zur Staubimmission der geplanten Deponie Piepersberg der Stadt Solingen. — Gutachten des TÜV Rheinland im Auftrag der Stadt Solingen.

GOERGENS, H. W., EWERS, U. (1987): Gutachten zur Schadstoffimmission der geplanten Müllverbrennungsanlage 3 der Stadt Solingen. — Gutachten des TÜV Rheinland im Auftrag der Stadtwerke Solingen.

GÖRTZ, W. (1987): Probleme bei der Bewertung der Wassergefährlichkeit von Feststoffen, dargestellt am Beispiel von Rückständen aus der Müllverbrennung. — 11. Aachener Seminar vom 19. März.—20. März 1987. — Gewässerschutz, Wasser, Abwasser H. 99, S. 144—169.

GOETZ, D., GERWINSKI, W. (1989): Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Müllverbrennungsschlakken im Straßenbau. — VGB Kraftwerkstechnik 69 (5), 504—508.

GREENWOOD, M. R., BURG, R. T. von (1984): Quecksilber. — In: MERIAN, E. (Hrsg.): Metalle in der Umwelt: Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. — Weinheim: Verl. Chemie. — S. 511—539.

GREIM, H. (1989): Rauchgasemissionen aus Müllverbrennungsanlagen: Toxikologische Bewertung. — Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung — Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 1 (3), 17—19.

GREIM, H., LINK, B. (1989): Wie giftig ist die Müllverbrennung? — EntsorgungsPraxis 7 (4), 162—170.

GREIM, H., SUMMER, K.-H. (1988): Gefährdungsabschätzung Altlast Theodor-Fliedner-Straße. — Gutachten für die Stadt Bergisch-Gladbach.

GUGGENBERGER (1990): Einsatz biologischer Testverfahren zur Emissionsüberwachung organischer Stoffe. — Kolloquium der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft „Aktuelle Aufgaben der Meßtechnik in der Luftreinhaltung", Heidelberg, 29—31. Mai 1990.

HAAS, R., SCHREIBER, I., KOSS, G. R. (1990): PAK- und Schwermetall-Aufnahme in Getreide: Wechselseitige Beeinflussung. — Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung — Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 2 (2), 66—70.

HÄMMERLI-WIRTH, H. (1989): Belastung der Umwelt durch Verbrennung von Haushaltsabfällen. — Abfallwirtschafts Journal 1 (3), 36—45.

HAGENMAIER, H. (1989): Polychlorierte Dibenzodioxine und polychlorierte Dibenzofurane: Bestandsaufnahme und Handlungsbedarf. — In: Verein Deutscher Ingenieure — Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Halogenierte organische Verbindungen in der Umwelt (Band II). — Düsseldorf: VDI. — VDI-Berichte 745, S. 939—978.

HAGENMAIER, H. (1990): Importance of source levels in air, sewage sludge and water. — In: Health effects and safety assessment of dioxins and furans. — The Toxicology Forum, 15.—17. Januar 1990, Karlsruhe. — S. 356—379.

HAGENMAIER, H., KRAUSS, P. (1982): Schadstoffuntersuchungen im Rahmen des F+E-Vorhabens „Getrennte Erfassung von Wertstoffen in Abfällen", dargestellt am Beispiel Ravensburg. — Forschungsbericht für das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten, Baden-Württemberg. — Ordnungsnummer 77-82.52.

HAGENMAIER, H., BRUNNER, H., KRAFT, M. (1986): Emissionsmessungen von polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen an Abfallverbrennungsanlagen. — In: Verein Deutscher Ingenieure — Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Teil I Pseudokrupp — Teil II Dioxine/Furane. — Düsseldorf: VDI. — Schriftenreihe „Aktuelle Probleme der Luftreinhaltung". Bd. 2, S. 199—224.

HAHN, J. (1987): Anforderungen an Abfallbehandlung und an Abfallagerung aus der Sicht der Wasserwirtschaft. — In: Trägerverein des Instituts für wassergefährdende Stoffe an der TU Berlin (Hrsg.): Schadstoffarme Abfallentsorgung. — Berlin: E. Schmidt. — IWS-Schriftenreihe. Bd. 2, S. 27—73.

HASEMANN, G., RIESKAMP, H. (1989): Untersuchungen zum Emissionsverhalten von Deponiegasfackeln. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 3 — Ablagerung von Abfällen. — Berlin: EF-Verl. — S. 169—185.

HATTEMER-FREY, H. A., TRAVIS, C. C. (1987): Comparison of human exposure to dioxin from municipal waste incineration and background environmental contamination. — Office of Risk Analysis, Health and Safety Research Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee 37831—6109.

HERBELL, J.-D., RAMKE, D., LUXENBERG, P. (1989): Kondensationsstufe und Naßelektrofilter: Betriebsergebnisse zur weitergehenden Rauchgasreinigung. — GVC/VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen (Hrsg.): Vortragsmanuskript zur GVC-Tagung „Entsorgung von Sonderabfällen durch Verbrennung", Baden-Baden, 4.—6. Dezember 1989. — Düsseldorf: VDI.

HINRICHSEN, K. (1989): Erheblicher Forschungsbedarf. — Müllmagazin (4), 45—49.

HLfU (Hessische Landesanstalt für Umwelt) (1989): Meßprogramm zur Ermittlung der Massenkonzentration relevanter Schadstoffe im Deponiegas und im Abgas von Deponiegasverbrennungsanlagen. — Wiesbaden: HLfU. — Schriftenreihe Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz H. 88.

HÖFLER, F. (1988): Untersuchungen zur Bestimmung und Entsorgung umweltrelevanter Inhaltsstoffe aus dem Zersetzungsgas der Deponie Berlin-Wannsee. — TU Berlin. — Diss.

HOFER, F. R. B. (1989): Umweltschutz durch Abfallwirtschaft. — Müll und Abfall 21 (5), 264—267.

HORCH, K., CHRISTMANN, A., SCHETTER, G. (1990): Zukunftsorientiertes Feuerungskonzept zur Abfallverwertung. — Müll und Abfall 22 (5), 288—295.

HOSSEINPOUR, J., SCHWIND, K. H., THOMA, H. (1989): Brominated/chlorinated dibenzo-p-dioxins and furans: synthesis of standards and detection in fly ash from a municipal waste incinerator. — Chemosphere 19 (1—6), 109—114.

HUBER, L., KLINGL, H. (1980): Untersuchungen zur Toxizität und Reinigung von Rauchgaswaschwässern. — In: Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der TU München (Hrsg.): 3. Mülltechnisches Seminar: Abgasreinigung und Gewässerschutz bei der thermischen Abfallbehandlung. — München: Techn.

Univ. — Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Nr. 26, S. 61.

HUTZINGER, O. (1990): Description of sources. — In: Health effects and safety assessment of dioxins and furans. — The Toxicology Forum, 15.—17. Januar 1990, Karlsruhe. — S. 334—355.

IWL (Institut für gewerbliche Wasserwirtschaft und Luftreinhaltung) (1983): Bericht über Immissionsmessungen im Einflußbereich der Sondermülldeponie Gerolsheim. — Köln: IWL.

JANSON, O. (1988): Messung, Bewertung und Bilanzierung gasförmiger Emissionen aus Deponien für Hausmüll- und Sonderabfälle. — Staub — Reinhaltung der Luft 48 (9), 333—339.

JANSON, O. (1989): Charakterisierung von Deponiegasen anhand ausgewählter Spurenstoffe unter besonderer Berücksichtigung der Schwefelverbindungen. — Müll und Abfall 21 (4), 198—208.

JOCKEL, W., KROPP, L., LINDACKERS, K. H., PRIEBE, A. (1985): Pilotstudie einer aussagekräftigeren Umweltbelastungsbeurteilung und -prognose für die geplante Müllverbrennungsanlage Bonn-Nord. — Köln: TÜV Rheinland.

JOHNKE, B. (1990): Dioxinemissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen. — VGB Kraftwerkstechnik 70 (6), 487—490.

JONES, K. C., STRATFORD, J. A., WATERHOUSE, K. S., VOGT, N. B. (1989): Organic contaminants in Welsh soils: polynuclear aromatic hydrocarbons. — Environmental Science and Technology 23, 540—550.

KERNDORFF, H., ARNETH, J.-D., SCHLEYER, R. (in Vorbereitung): Entwicklung von Methoden und Maßstäben zur standardisierten Bewertung von Altablagerungsstandorten und kontaminierten Betriebsgeländen insbesondere hinsichtlich ihrer Grundwasserverunreinigungspotentiale. — Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben FKZ 144 046 43.

KIMBROUGH, R. D., FALK, H., STEHR, P., FRIES, G. F. (1984): Health implications of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) contamination of residual soil. — Journal of Toxicology and Environmental Health 14, 47—93.

KLAASSEN, C. (1986): Principles of toxicology. — In: KLAASSEN, C. et al. (Hrsg.): Casarett and Doull's Toxicology. — 3rd Edition. — New York: Macmillan Publishing Company. — S. 11—32.

KLEIN, H., WEIGERT, P. (1987): Schwermetalle in Lebensmitteln. — In: LAHMANN, E., JANDER, K. (Hrsg.): Schwermetalle in der Umwelt: Umwelthygienische und gesundheitliche Aspekte. — Stuttgart: G. Fischer. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. Bd. 74, S. 31—39.

KLOKE, A. (1988a): Zur Ermittlung von nutzungsbezogenen, höchsten akzeptierbaren Schadstoffgehalten in innerstädtischen und stadtnahen Böden. — In: WOLF, K. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '88. — 2. TNO/BMFT-Kongreß über Altlastensanierung, 11.—15. April 1988, Hamburg. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. — Bd. 1, S. 291—303.

KLOKE, A. (1988b): Gefahren durch Schwermetalle für Bodennutzung und Nahrungskette. — In: FRANZIUS, V. et al. (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung: Kap. 1.3.3.1. — Heidelberg: R. v. Decker's Verlag G. Schenck. — Lose-Blatt-Sammlung, 1. Lieferung.

KOCIBA, R., KEYES, D., BEYER, J., CARREON, R., WADE, E., DITTENBER, D., KALNINS, R., FRAUSON, L., PARK, D., BARNARD, S., HUMMEL, R., HUMISTON, C. (1987): Results of a two year chronic toxicity and oncogenicity study of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) in rats. — Toxicology and Applied Pharmacology 46, 279—303.

KONTEYE, C. A. (1988): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Haus- und Kleingärten. — Wissenschaft und Umwelt (ISU) (1), 58—63.

KOTTE, G. (1990): Belasteter Dauerarbeitsplatz — Luftreinhaltung in Fahrerkabinen von Deponiemaschinen und -fahrzeugen. — EntsorgungsPraxis 8 (5), 232—240.

LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) unter Mitwirkung des UBA (1983): Deponiegas: Informationsschrift. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. Kennzahl 4720. Lfg. 1/84 — Berlin: E. Schmidt. — Loseblatt-Ausg.

LAGA (1984): Sickerwasser aus Hausmüll- und Schlackendeponien: Informationsschrift. — In: HÖSEL, G. et al. (Hrsg.): Müll-Handbuch. Kennzahl 4725. Lfg. 3/85 — Berlin: E. Schmidt. — Loseblatt-Ausg.

LAGA — Arbeitsgruppe „Altablagerungen und Altlasten" (1989): Erfassung, Gefahrenbeurteilung und Sanierung von Altlasten: Informationsschrift. — Entwurf vom 27. Februar 1989.

Landtag von Baden-Württemberg (1989): Dioxine in Baden-Württemberg. — Antrag der Fraktion GRÜNE und Stellungnahme des Ministers für Umwelt. — Landtags-Drucksache 10/1580 vom 9. Mai 1989. — Anlage 3.1.

LAUGWITZ, R. (1990): Deponiegase als Quelle halogenierter Kohlenwasserstoffe. — Müll und Abfall 22 (3), 142—151.

LAUGWITZ, R., POLLER, T., STEGMANN, R. (1988): Entstehen und Verhalten von Spurenstoffen im Deponiegas sowie umweltrelevante Auswirkungen von Deponiegasemissionen. — In: STEGMANN, R., RETTENBERGER, G. (Hrsg.): Deponiegasnutzung, Emissionsminimierung, neuere Planungen und Technologien. — Dokumentation einer Fachtagung in Lübeck-Travemünde 1988. — Bonn: Economica Verl. — Hamburger Berichte 1, S. 153—163.

LESCHBER, R., HOLLEDERER, G. (1985): Elution von Müllverbrennungsschlacke im Hinblick auf ihre Eignung im Straßen- und Wegebau. — Berlin: Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des BGA. — WaBoLu-Hefte 4/85.

LICHTENSTEIN, E. P. (1980): Bound residues in soils and transfer of soil residues in crops. — Residue Reviews 76, 147—153.

LILIENBLUM, W. (1988): Bodenuntersuchungsprogramm an der Sonderabfalldeponie Münchehagen: Bewertung der vorliegenden Daten und Ergebnisse. — Bericht des Niedersächsischen Landesamts für Immissionsschutz (NLIS) an den Niedersächsischen Umweltminister vom 30. März 1988. — Hannover: NLIS.

LINK, B. (1989): Quellen und Wege der Belastung des Menschen mit halogenierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen. — Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 2 (3), 229—244.

LMU (Landesministerium für Umwelt) Baden-Württemberg (1989): Dioxinbelastung. — Stuttgart. — UM-Datendienst Nr. 89/006 vom 2. Juni 1989.

LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung) (1988): Mindestuntersuchungsprogramm Kulturboden zur Gefährdungsabschätzung von Altablagerungen und Altstandorten im Hinblick auf eine landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung. — Recklinghausen: LÖLF.

LOHRER, W., PLEHN, W. (1987): Umweltbelastung durch PVC. — Staub — Reinhaltung der Luft 47 (7/8), 190—197.

LUETZKE, K., BURK, H. D., KIESEL, G., RENTEL, S., WEHDE, K. H. (1988): Standardisierung der Emissionsmessung polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe. — Essen: Rheinisch-Westfälischer Technischer Überwachungsverein. — 231 S.

LWA (Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen) (1989): Sonderabfallverbrennung: Technik und Umwelt. — Düsseldorf: LWA. — LWA-Materialien 6/89.

MALIK, J. K., SUMMER, K. H. (1982): Toxicity and metabolism of malathione and its impurities in isolated rat hepatocytes: role of gluthatione. — Toxicology and Applied Pharmacology 66, 69—76.

MARFELS, H., SPURNY, K., BOOSE, C., ALTHAUS, W., WULBECK, F.-J., WEISS, G., SCHÖRMANN, J., OPIELA, H. (1988): Immissionsmessungen von faserigen Stäuben in der Bundesrepublik Deutschland: VI. Asbestbelastung im Bereich von Mülldeponien. — Staub — Reinhaltung der Luft 48 (12), 463—464.

MARTENS, J. (1989): Deponiegas: Reinigung und Verwertung. — EntsorgungsPraxis 7 (9), 434—440.

MASTROIACOVO, P., SPAGNOLO, A., MARNI, E., MEAZZA, I., BERTOLLINI, R., SEGNI, G. (1988): Birth defects in the Seveso area after TCDD contamination. — Journal of the American Medical Association 259, 1669—1672.

McKONE, T. E., RYAN, P. B. (1989): Human exposures to chemicals through food chains: an uncertainty analysis. — Environmental Science and Technology 23 (9), 1154—1163.

MELUF B-W (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg) (1987): Grundwassergefährdung durch Altablagerungen am Beispiel von Eppelheim. — Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz. — Wasserwirtschaftsverwaltung, H. 17.

MISCHER, G., SCHNABEL, W. (1989): Verbrennung polychlorierter Biphenyle (PCB) und ähnlicher Verbindungen. — Staub — Reinhaltung der Luft 49 (7/8), 217—220.

MOCARELLI, P., MAROCCHI, A., BRAMBILLA, P., GERTHOUX, P., YOUNG, D. S., MANTEL, N. (1986): Clinical laboratory manifestations of exposure to dioxin in children: a six year study of the effects of an environmental disaster near Seveso, Italy. — Journal of the American Medical Association 256, 2687—2695.

MÜLLER, H. (1976): Aufnahme von 3,4-Benzpyren durch Nahrungspflanzen aus künstlich angereicherten Substraten. — Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde (6), 685—695.

MÜLLER, H. (1985): Emissionen aus der Verbrennung von Abfällen und BRAM. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Müllverbrennung und Umwelt. — Berlin: EF-Verl. — S. 500—534.

MÜLLER, U., HÖR, B. (1989): Dioxinmessungen an Deponiegasfackeln und Gasmotoren: Immissionsprognosemodelle für PCB und Gerüche aus Deponien. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 3 — Ablagerung von Abfällen. — Berlin: EF-Verl. — S. 199—206.

NATO-CCMS (North Atlantic Treaty Organization — Committee on the Callenges of Modern Society) (1988a): International Toxicity Equivalent Factor (I-TEF): method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. — NATO-CCMS Report 176.

NATO-CCMS (1988b): Pilot study on international information exchange on dioxins and related compounds: waste disposal sites contaminated with dioxins and related compounds. — NATO-CCMS Report 175.

NEIDHARDT, R. (1988): Müllverbrennung: Ein brennendes Problem für Mensch und Natur. — Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e. V. (Hrsg.): BUNDargumente. — Bonn: Selbstverl. — 12 S.

NOTTRODT, A., SLADEK, K. D., ZOLLER, W., BUCHERT, H., CLASS, T., KRÄMER, W., KOHNLE, S., MAGG, H., MAYER, P., SCHÄFER, W., SWEREW, M., BALLSCHMITER, K. (1984): Emissionen von polychlorierten Dibenzodioxinen und polychlorierten Dibenzofuranen aus Abfallverbrennungsanlagen. — Müll und Abfall 16 (11), 313—330.

OHNESORGE, F. K. (1985): Toxikologische Bewertung von Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Thallium und Zink. — Düsseldorf: VDI. — VDI Fortschrittsberichte, Reihe 15 (Umwelttechnik), Nr. 38.

OLDIGES, H., GLASER, U., HOCHRAINER, D. (1986): Langzeit-Inhalationsversuch mit vier verschiedenen Cadmium-Verbindungen an Ratten. — Wissenschaft und Umwelt (ISU) (3/4),103—107.

OLIE, K., VERMEULEN, P. L., HUTZINGER, O. (1977): Chlorodibenzo-p-dioxins and chlorodibenzofurans are trace components of fly ash and flue gas of some municipal incinerators in the Netherlands. — Chemosphere 6 (8), 455—459.

OLIE, K., van den BERG, M., HUTZINGER, O. (1983): Formation and fate of PCDD and PCDF from combustion processes. — Chemosphere 12, 627—636.

OVERCASH, M. R., WEBER, J. B., MILES, M. L. (1982): Behavior of organic priority pollutants in the terrestrial system: dinitrobutylphthalat ester, toluene and 2,4-dinitro-phenol. — Water Research 171, S. 94.

PATTERSON, D., HOFFMANN, R., NEEDHAM, L., ROBERTS, D., BAGBY, J., PIRKLE, J., FALK, H., SAMPSON, E., HOUK, V. (1986): 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin levels in adipose tissue of exposed and control persons in Missouri. — Journal of the American Medical Association (JAMA) 256 (19), 2683—2686.

POCCHIARI, F., SILANO, V., ZAMPIERI, A. (1979): Human health effects from accidental release of tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) at Seveso, Italy. — Annals of the New York Academy of Sciences 320, 311—320.

PODOLL, R. T., JABER, H. M., MILL, T. (1986): Tetrachlorodibenzodioxin: rates of volatilization and photolysis in the environment. — Environmental Science and Technology 20, 490—492.

POHL, K. D., ESSER, R. (1988): Batteriequecksilber im Hausmüll: Teil I. — Umweltmagazin 17 (2), 38—40.

POTT, F. (1985): Pyrolyseabgase, Profile von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und Lungenkrebsrisiko: Daten und Bewertung. — Staub — Reinhaltung der Luft 45, 369—379.

RAPPE, C., KJELLER, L.-O., BRUCKMANN, P., HACKHE, K.-H. (1988): Identification and quantification of PCDDs and PCDFs in urban air. — Chemosphere 17 (5), 3—20.

RASCHKE, C. (1987): Bodenverunreinigung durch Gasmigration. — In: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Univ. Stuttgart, Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft (Hrsg.): Zeitgemäße Deponietechnik. — Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft. Bd. 24, S. 97—106.

REIMANN, D. (1989): Müllverbrennungsschlacke — Inhaltsstoffe, Menge und Verwertbarkeit. — Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung — Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 1 (2), 18—25.

REISCHL, A., REISSINGER, M., THOMA, H., HUTZINGER, O. (1989): Uptake and accumulation of PCDD/F in terrestrial plants: basic considerations. — Chemosphere 19 (1—6), 467—474.

RETTENBERGER, G. (1986): Spurenstoffe im Deponiegas: Auswirkungen auf die Gasverwertung. — Umwelt, GIT Supplement 1/86, S. 53—57.

RETTENBERGER, G. (1987): Gashaushalt von Deponien. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 1 — Ablagerung von Abfällen. — Berlin: EF-Verl. — S. 292—310.

RETTENBERGER, G. (1988): Oberflächenabdichtungen bei Sonderabfalldeponien. — In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Deponie 2. — Berlin: EF-Verl. — S. 440—450.

RIVA, C. de la, MEYER, E. (1985): Auswirkungen von Emissionsspitzen auf die Immission. — VGB Kraftwerkstechnik 65 (1), 61—64.

ROEDIGER, M., GLOMM, H. (1988): Zur Technik der Hochtemperatur-Verbrennung von Deponiegas. — Kommunalwirtschaft (5), 136—139.

RUHLAND, J., EINBRODT, H. J. (1988): Untersuchung der Ökotoxizität von Deponiesickerwasser gegenüber Daphnia magna (Großer Wasserfloh) und Lepidium sativum (Gartenkresse) vor und nach der Behandlung mit Belebtschlamm. — Wissenschaft und Umwelt (ISU) (2), 108—111.

RW TÜV (Rheinisch-Westfälischer Technischer Überwachungsverein) (1990): Bestimmung von Ausbreitungsfaktoren für bestehende Abfallverbrennungsanlagen an ausgewählten Standorten in der Bundesrepublik Deutschland. — Gutachten im Auftrag des SRU (unveröffentl.).

SAVORY, J., WILLS, M. R. (1984): Arsen. — In: MERIAN, E. (Hrsg.): Metalle in der Umwelt: Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. — Weinheim: Verl. Chemie. — S. 319—334.

SAWHNEY, B. L., HANKIN, L. (1984): Plant contamination by PCB's from amended soils. — Journal of Food Protection 47 (3), 232—236.

SCHETTER, G. (1988): Dioxin- und Furanemissionen aus Müllverbrennungsanlagen. Teil 1: Beurteilung von Meßergebnissen auf dem Hintergrund technologischer Minderungsmaßnahmen. — Müll und Abfall 20 (2), 58—67.

SCHEUNERT, I., TOPP, E., SCHMITZER, J., KLEIN, W., KORTE, F. (1985): Formation and fate of bound residues of [^{14}C]benzene and [^{14}C]chlorobenzenes in soil and plants. — Ecotoxicology and Environmental Safety 9, 159—170.

SCHLATTER, C. (1987): Risiko-Abschätzung (Toxizitätsäquivalente). — In: Verein Deutscher Ingenieure — Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Dioxin — eine technische, analytische, ökologische und toxikologische Herausforderung. — Düsseldorf: VDI. — VDI-Berichte 634, S. 503—514.

SCHLATTER, C., POIGER, H. (1989): Chlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDDs/PCDFs): Belastung und gesundheitliche Beurteilung. — Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung — Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 1 (2), 11—17.

SCHLIPKÖTER, H.-W., BROCKHAUS, A. (1988): Erfahrungen bei der Beurteilung des Gesundheitsrisikos durch Bodenverunreinigungen. — In: WOLF, K. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '88. — 2. TNO/BMFT-

Kongreß über Altlastensanierung, 11.—15. April 1988, Hamburg. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. — Bd. 1, S. 421—432.

SCHOEMBS, H. (1989): Verbrennung oder Pyrolyse? — In: LWA (Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.): Aktueller Stand der Pyrolyse von Siedlungsabfällen. — Düsseldorf: LWA. — LWA-Materialien 2/1989, S. 78—97.

SCHORLING, M. (1985): Validisierung eines LAGRANGE-Ausbreitungsmodells. — In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Ausbreitungsmodelle für Fragen der Luftreinhaltung. — Berlin: Umweltbundesamt. — UBA-Texte 21/85.

SCHRAMM, K.-W., FIEDLER, H., HUTZINGER, O. (1990): Minderung von PXDD/F-Emissionen — Niedertemperatur-Partikelabscheidung in Verbrennungsanlagen: Fugazitätsberechnungen. — Staub — Reinhaltung der Luft 50 (7/8), 281—283.

SCHULDT, M. (1988): Einheitliche Grundsätze der Länder bei der Erkundung und Beurteilung. — In: KOMPA, R., FEHLAU, K.-P. (Hrsg.): Altlasten und kontaminierte Standorte. — Forum des Institutes für Energietechnik und Umweltschutz im TÜV Rheinland in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt Berlin im Einvernehmen mit dem Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW. — Köln: Verl. TÜV Rheinland.

SHU, H. P., PAUSTENBACH, D. J., MURRAY, F. J. (1987): A Critical Evaluation of the Use of Mutagenesis, Carcinogenesis, and Tumor Promotion Data in a Cancer Risk Assessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin. — Regulatory Toxicology and Pharmacology 7, S. 57—88.

SIMS, R. C., OVERCASH, M. R. (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. — Residue Reviews 88, 1—68.

SRU (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft (Sondergutachten). — Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1987): Umweltgutachten 1987. — Stuttgart: Kohlhammer (erschienen 1988).

SRU (1989): Altlasten (Sondergutachten). — Stuttgart: Metzler-Poeschel (erschienen 1990).

STABEROW, P., PIECHURA, H. (1989): Pyrolyseanlage Salzgitter zur Verwertung von Sonderabfällen. — EntsorgungsPraxis-Spezial Nr. 10 (Pyrolyse), S. 18—21.

STARTIN, J. R., ROSE, M., OFFEN, C. (1989): Survey of the background levels of PCDDs and PCDFs in UK vegetation. — Chemosphere 19 (1—6), 631—634.

StMELF (Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (1989): Untersuchung der Dioxingehalte der Rohmilch im Bereich bayerischer Müllverbrennungsanlagen: Vergleichsproben aus Milcherzeugerbetrieben in Landkreisen ohne Müllverbrennungsanlagen. — Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, im Auftrag StMELF, 19. Dezember 1989.

STOEPPLER, M. (1984): Cadmium. — In: MERIAN, E. (Hrsg.): Metalle in der Umwelt: Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. — Weinheim: Verl. Chemie. — S. 375—408.

TAKEUCHI, Y., ONO, Y., HISANAGA, N. (1981): An experimental study on the combined effects of n-hexane and toluene on the peripheral nerve of the rat. — British Journal of Industrial Medicine 38, 14—19.

TRAVIS, C. C. (1984): Health risk of hazardous waste incineration. — US/Japan Workshop on Tritium Radiobiology and Health Physics. — Tokio (Japan) 29. Oktober 1984. — Zit. nach BT-Drucksache 11/571, 29. Juni 1987.

TRAVIS, C. C., HATTEMER-FREY, H. A. (1987): Human exposure to 2,3,7,8-TCDD. — Chemosphere 16 (10—12), 2331—2342.

TRAVIS, C. C., HOLTON, G. A., ETNIER, E. L., COOK, S. C., O'DONNELL, F. R., HETRICK, D. M., DIXON, E. (1987): Potential health risk of hazardous waste incineration. — Journal of Hazardous Material 14, 309—320.

TRGS 403 (1989): Technische Regeln für Gefahrstoffe: Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz. — Bundesarbeitsblatt H. 10, S. 71—72.

TÜV Rheinland (1980): Bericht über die Messung gasförmiger Substanzen im unverbrannten Deponiegas einer Sondermülldeponie mit installierter Nachverbrennungsanlage (Entgasungsapparat). — Köln: TÜV Rheinland, Institut für Umweltschutz. — Bericht Nr. 536/769002.

UBA (Umweltbundesamt) (1977): Luftqualitätskriterien für Cadmium. — Berlin: UBA. — UBA-Berichte 4/77.

UBA (Hrsg.) (1985): Sachstand Dioxine: Stand November 1984. — Berlin: E. Schmidt. — UBA-Berichte 5/85.

UBA (Hrsg.) (1989): Daten zur Umwelt 1988/89. — Berlin: E. Schmidt.

ULLENBOOM, W., THOENES, H.-W. (1989): Sicherheitsaspekte bei der Lagerung und Beschickung. — GVC/VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen (Hrsg.): Vortragsmanuskript zur GVC-Tagung „Entsorgung von Sonderabfällen durch Verbrennung", Baden-Baden, 4.—6. Dezember 1989. — Düsseldorf: VDI.

UMETSU, N., GROSE, F. H., ALLAHYARI, R., ABU-EL-HAJ, S., FUKUTO, T. R. (1977): Effect of impurities on the mammalian toxicity of technical malathione and acephate. — Journal of Agriculture and Food Chemistry 25, 946—953.

VCI (Verband der Chemischen Industrie) (1989): Ableitung von Bodenrichtwerten. — Verband der Chemischen Industrie in Zusammenarbeit mit dem Gesamtverband des Deutschen Steinkohlenbergbaus und dem Bundesverband der Deutschen Industrie. — Frankfurt/M.: Selbstverl.

VEHLOW, J., VOGG, H. A. (1985): Stand und Entwicklungstendenzen der Müllverbrennung. — In: VDI-Gesellschaft Energietechnik im Auftrag des BMFT und der Projektträgerschaft „Feste Abfallstoffe" beim UBA (Hrsg.): Thermische Verfahren der

Abfallwirtschaft — Statusbericht 1985. — Bonn: BMFT. — S. 59—88.

WACHS, B. (1989): Ökologisch erarbeitete Schwermetall-Qualitätsziele für Nutzungsarten des Wassers sowie zum aquatischen Ökosystem- und Artenschutz. — Gas- und Wasserfach (gwf) — Wasser/Abwasser 130 (6), 227—284.

WARNCKE, T., DÜSZELN, J. von, LAHL, U. (1986): Bewertung der Dioxinemissionen am Beispiel der MVA Bielefeld-Herford. — wlb „Wasser, Luft und Betrieb" (11/12), 42—46.

WATTS, R., FITZGERALD, B., HEIL, G., GARABEDIAN, H., WILLIAMS, R., WARREN, S., FRADKIN, L., LEWTAS, J. (1989): Use of Bioassay Methods to Evaluate Mutagenicity of Ambient Air Collected Near a Municipal Waste Combuster. — The Journal of the Air and Waste Management Association (JAPCA) 39 (11), 1436—1439.

WEDLER, B., GRUSKA, S., KALLWELLIS, R., KERNER, R., MEYER, B., SCHULZ, H., WIERSBITZKY, M., WOLF, E. (1989): Salzsensitivität und Hypertonie — ein bisher ungelöstes Problem. — Zeitschrift für Klinische Medizin 44 (1), 13—17.

WERNER, M. (1988): Entfernung halogenierter Kohlenwasserstoffe aus Deponiegas. — Müll und Abfall 20 (11), 520—524.

WHO (World Health Organization) (1972): Evaluation of Certain Food Additives and the Contaminants Mercury, Lead, and Cadmium. — 16th Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee of Food Additives. — Genf: WHO. — Technical Report Series 505.

WHO (1980): Recommended Health-based Limits in Occupational Exposure to Heavy Metals. — Technical Report Series 647.

WHO (1981): Recommended Health-based Limits in Occupational Exposure to Selected Organic Solvents. — Technical Report Series 664.

WHO (1982): Recommended Health-based Limits in Occupational Exposure to Pesticides. — Technical Report Series 677.

WHO (1983): Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. — 27th Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. — Genf: WHO. — Technical Report Series 696.

WHO (1984): Guidelines for drinking-water quality. — Vol. 1. Recommendations. — Genf: WHO.

WHO (1987a): Toxicological Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. — 30th Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. — Cambridge: Cambridge University Press.

WHO (1987b): Air Quality Guidelines for Europe. — Kopenhagen: WHO, Regional Office for Europe. — WHO Regional Publications, European Series No. 23.

WHO (1987c): PCDD and PCDF Emissions from Incinerators for Municipal Sewage Sludge and Solid Waste: Evaluation of Human Exposure. — Report an a WHO Meeting. — Kopenhagen: WHO, Regional Office for Europe. — Environmental Health Series 17.

WIEMER, K. (1986): Einschätzung der Roh- bzw. Abgasemissionen an Deponien. — In: Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e. V. Stuttgart in Zusammenarbeit mit Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Univ. Stuttgart (Hrsg.): Altlastensanierung und zeitgemäße Deponietechnik. — Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft. Bd. 22, S. 249—278.

WIEMER, K., WIDDER, G. (1990): Emissionen von Deponien und Deponiegasverbrennungsanlagen. — In: WIEMER, K. (Hrsg.): Abfallwirtschaft und Deponietechnik. — Kassel. — Veröffentlichungen des Fachgebietes Abfallwirtschaft und Recycling an der Univ. Kassel. Bd. 5, S. 479—545.

WILLING, E., SCHÄFER, W. (1985): Siedlungsabfälle als Quelle umweltschädlicher Emissionen. — In: Institut für Bauingenieurwesen der TU München (Hrsg.): 8. Mülltechnisches Seminar: Umwelteinflüsse von Abfalldeponien und Sondermüllbeseitigung. — Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Nr. 58, S. 129—141.

WIPF, H.-K., HOMBERGER, E., NEUNER, N., RANALDER, U. B., VETTER, W., VUILLEUMIER, J. P. (1982): TCDD-levels in soil and plant samples from the Seveso area. — In: HUTZINGER, O. et al. (Hrsg.): Chlorinated dioxins and related compounds. — Oxford/Frankfurt: Pergamon Press. — S. 115—126.

WOLF, K. (1989): Probleme und Möglichkeiten einer Gasnutzung am Beispiel der Deponie Georgswerder. — Müll und Abfall 21 (6), 289—299.

WOROBEY, B. L. (1984): Fate of 3,3',4,4'-tetrachloroazobenzene in soybean plants grown in treated soils. — Chemosphere 13 (10), 1103—1111.

YANDERS, A. F., ORAZIO, C. E., PURI, R. K., KAPILA, S. (1989): On translocation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin: time dependent analysis at the Times Beach experimental site. — Chemosphere 19 (1—6), 429—432.

YOUNG, P. J., PARKER, A. (1983): The identification and possible environmental impact of trace gases and vapours in landfill gas. — Waste Management and Research 1, 213—216.

YRJÄNHEIKKI, E. (Hrsg.) (1989): Levels of PCBs, PCDDs, and PCDFs in breast milk: results of WHO-coordinated interlaboratory quality control studies and analytical field studies. — Kopenhagen: FADL. — Published on behalf of the World Health Organization, Regional Office for Europe. — Environmental Health Series 34.

ZOBER, A., MESSERER, P., HUBER, P. (1990): Thirty-four-year mortality follow-up of BASF employees exposed to 2,3,7,8-TCDD after the 1953 accident. — International Archives of Occupational and Environmental Health 62, 139—157.

Register

(Die Zahlenangaben beziehen sich auf Textziffern; Textziffern in Klammern sind von untergeordneter Bedeutung)



Verzeichnis der Abkürzungen

a — Jahr (anno)
a. F. — alte Fassung
a. M. — anderer Meinung
abf. St. — abfiltrierbare Stoffe
AbfAG HE — Hessisches Abfallwirtschafts- und Altlastengesetz
AbfBestV — Abfallbestimmungs-Verordnung
AbfG — Abfallgesetz
AbfKlärV — Klärschlammverordnung
AbfRest-ÜberwV — Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung
AbfRückV — Verordnung über die Rücknahme und Verwertung von Verpackungen
AbfVerbrV — Abfallverbringungs-Verordnung
ABl. — Amtsblatt
ABl. EG — Amtsblatt der EG
ADBHU — Partei in einem Rechtsstreit vom dem EuGH
AgrarR — Agrarrecht
AGU — Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen
Al — Aluminium
Alt. — Alternative
AltölV — Altölverordnung
Amtsbl. — Amtsblatt
Anm. — Anmerkung
AOX — adsorbierbare organische Halogenverbindungen
Äquiv. — Äquivalente
Art. — Artikel
As — Arsen
ATV — Abwassertechnische Vereinigung
AWA — Ausschuß für Wasser und Abwasser
Az. — Aktenzeichen

B — Berlin
Ba.Wü. — Baden Württemberg
BaP — Benzo[a]pyren
BauGB — Baugesetzbuch
Bay — Bayern, Bayerisch
bay. LplG — Bayerisches Landesplanungsgesetz
BayObLg — Bayerisches Oberlandesgericht
BayVBl. — Bayerische Verwaltungsblätter
BayVerfGH — Bayerischer Verfassungsgerichtshof
BBergG — Bundesberggesetz
BDI — Bundesverband der Deutschen Industrie
BfG — Bundesanstalt für Gewässerkunde
BGA — Bundesgesundheitsamt
BGBl. — Bundesgesetzblatt
BImSchG — Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV — Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionschutzgesetzes
BMA — Bundesminister für Arbeit und Sozialordnung
BMFT — Bundesminister für Forschung und Technologie
BMU — Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BNatSchG — Bundesnaturschutzgesetz
BR — Bundesrat
BRAM — Brennstoff aus Müll
BSB — biologischer Sauerstoffbedarf
BT — Bundestag
BUA — Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe
Buchst. — Buchstabe
BUS — Bundesamt für Umweltschutz Schweiz
BVerfGE — (Amtliche Sammlung der) Entscheidungen des Bundesverfassungsgerichtes
BVerG — Bundesverwaltungsgericht
BVerwGE — (Amtliche Sammlung der) Entscheidungen des Bundesverwaltungsgerichtes
BW — Baden-Württemberg

C — Kohlenstoff
C/N — Verhältnis Kohlenstoff zu Stickstoff
$CaCl_2$ — Calciumchlorid
Cd — Cadmium
CH_4 — Methan
$CHCl_3$ — Trichlormethan
ChemG — Chemikaliengesetz
CKW — chlorierte Kohlenwasserstoffe
CN — Cyanid
CO — Kohlenmonoxid
Co — Cobalt
CO_2 — Kohlendioxid
CP — chemisch-physikalisch
CPB — chemisch-physikalische Behandlung
Cr — Chrom
CSB — chemischer Saurstoffbedarf
Cu — Kupfer

DDD — 1,1-Dichlor-2,2-bis(4-chlorphenyl)ethan
DDE — 1,1-Dichlor-2,2-bis(4-chlorphenyl)ethylen
DDT — 1,1,1-Trichlor-2,2-bis(4-chlorphenyl)ethan

DEGUSSA — Deutsche Gold- und Silberscheideanstalt
DFG — Deutsche Forschungsgemeinschaft
DIHT — Deutscher Industrie- und Handelstag
DIN — Deutsches Institut für Normung; Norm des ...
DOC — gelöster organischer Kohlenstoff
DÖV — Die Öffentliche Verwaltung (Zeitschrift)
DüngemV — Düngemittelverordnung
DVBl. — Deutsches Verwaltungsblatt (Zeitschrift)

E — Einwohner
E-Filter — Elektrofilter
E/St — Einwohner pro Standplatz
E 605 — alpha-beta-Endosulfan
EDV — elektronische Datenverarbeitung
EG — Europäische Gemeinschaft
endg. — endgültig
Entw. — Entwurf
EOS — extrahierbare organische Schwefelverbindungen
EOX — extrahierbare organische Halogenverbindungen
EPA — Environmental Protection Agency (US-Umweltbehörde)
EStG — Einkommensteuergesetz
et al. — und (andere) Mitarbeiter
EugH — Gerichtshof der Europäischen Gemeinschaften
EWG — Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (heute: EG)
EWGV — Vertrag zur Gründung der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft

F + E — Forschung und Entwicklung
FCKW — Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe
FE-Metall — Eisen-Metall
fg — Femtogramm (10^{-15} g)
FHH — Freie und Hansestadt Hamburg
FKZ — Förder(ungs)kennzeichen

GABl. NW — Gemeinsames Amtsblatt des Kultusministeriums und des Ministeriums für Wissenschaft und Forschung des Landes Nordrhein-Westfalen
GefStoffV — Gefahrstoffverordnung
gem. — gemischt
Gew.-% — Gewichtsprozent
GG — Grundgesetz
GJ — Giga-Joule
GMBl. — Gemeinsames Ministerialblatt
GVBl. — Gesetz und Verordnungsblatt
GVOBl. — Gesetz- und Verordnungsblatt
GWh — Giga-Wattstunden

H — Wasserstoff
h — Stunde
H_2S — Schwefelwasserstoff
HB — Freie Hansestadt Bremen
HCB — Hexachlorbenzol
HCH — Hexachlorcyclohexan-Isomere
HCl — Salzsäure
HDPE — Polyethylen hoher Dichte
HE — Hessen
HF — Fluorwasserstoff
Hg — Quecksilber
HH — Freie und Hansestadt Hamburg
HKWAbfV — Verordnung über die Entsorgung gebrauchter halogenierter Lösemittel
HLfU — Hessische Landesanstalt für Umwelt
Hmb. — Hamburg
Hu — unterer Heizwert

i. d. F. — in der Fassung
i. d. R. — in der Regel
i. T. S. — in der Trockensubstanz
i. V. m. — in Verbindung mit
IFEP — Institut für empirische Psychologie
ISO — International Organization for Standardization (Internationale Standardisierungsorganisation)
IWL — Institut für gewerbliche Wasserwirtschaft und Luftreinhaltung
IZT — Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung

k. A. — keine Angabe
K_2O — Kaliumoxid
KCl — Kaliumchlorid
K_f-Wert — Durchlässigkeitsbeiwert
Kfz — Kraftfahrzeug
kJ — Kilo-Joule
kW — Kilo-Watt
KW — Kohlenwasserstoffe
kWh — Kilowattstunden

LAbfG — Landes-Abfallgesetz
LAGA — Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAI — Länderausschuß für Immissionsschutz
LAWA — Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
Lf — (elektrische) Leitfähigkeit
LHKW — leichtflüchtige Halogen-Kohlenwasserstoffe
LHmV — Lösemittel-Höchstmengenverordnung
Lk — Landkreis
Lkr — Landkreis
Lkw — Lastkraftwagen
LT — Landtag
LUMBl. — Amtsblatt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen

LWA NW — Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen

m. w. N. — mit weiteren Nachweisen
MAK — Maximale Arbeitsplatzkonzentration
MBl. — Ministerialblatt
MEKAM — Mehrkammertonne
MELF — Minister(ium) für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
MELUF — Minister(ium) für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten
MGB — Müllgroßbehälter
MIK — Maximale Immissionskonzentration
Mio — Millionen
MJ — Mega-Joule
MKMS — Mehrkammermüllsystem
Mn — Mangan
MVA — Müllverbrennungsanlage
MW — Mega-Watt

N — Stickstoff
n. F. — neue Fassung
N_2O_2 — Lachgas
NaCl — Kochsalz
NC-Akku — Nickel-Cadmium-Akkumulator
Nds. — Niedersachsen, Niedersächsisch
Nds.MBl. — Niedersächsisches Ministerialblatt
NE-Metall — Nicht-Eisen-Metall
NEA — Neutralisations- und Entgiftungsanlage
ng — Nanogramm (10^{-9} g)
NH_3 — Ammoniak
Ni — Nickel
NJW — Neue Juristische Wochenschrift (Zeitschrift)
NO_x — Stickstoffoxide
NRW — Nordrhein-Westfalen
NS — Niedersachsen
NuR — Natur und Recht (Zeitschrift)
NVwZ — Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht
NW — Nordrhein Westfalen

O — Sauerstoff
o. g. — oben genannte
OECD — Organization for Economic Cooperation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)
OLG — Oberlandesgericht
org. C. — organischer Kohlenstoff
OTA — Office of Technology Assessment (Amt für Technologiefolgenabschätzung des US-Parlaments)
OVG — Oberverwaltungsgericht

P — Phosphor
PAH — polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAK — polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb — Blei
PCA — polycyclische Aromaten
PCB — polychlorierte Biphenyle
PCDD — polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF — polychlorierte Dibenzofurane
PCP — Pentachlorphenol
PCT — polychlorierte Terphenyle
PDMS — Polydimethylsiloxane
PE — Polyethylen
PET — Polyethylenterephthalat
PflSchg — Pflanzenschutzgesetz
pg — Pikogramm (10^{-12} g)
PGM — Platingruppenmetalle
pH-Wert — Maß für Säuregrad
Pkw — Personenkraftwagen
POX — ausblas-/strippbare organische Halogenverbindungen (purgable ...)
PP — Polypropylen
ppb — parts per billion (Teile auf 1 Milliarde Teile; $1:10^9$)
ppm — parts per million (Teile auf 1 Million Teile; $1:10^6$)
PS — Polystyrol
PU — Polyurethan
PVC — Polyvinylchlorid
PXE — Polyxylylethan

RAL — Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung
RAL-UZ — Umweltzeichen des Deutschen Instituts für Gütesicherung und Kennzeichnung
RdErl. — Runderlaß
REA — Rauchgasentschwefelungsanlage
RestBestV — Reststoffbestimmungs-Verordnung
Rh. Pf. — Rheinland-Pfalz
Rn. — Randnummer
ROG — Raumordnungsgesetz
RP — Regierungspräsidium, Regierungspräsident
RP — Rheinland-Pfalz
Rs. — Rechtssache
RW TÜV — Rheinisch-Westfälischer Technischer Überwachungs-Verein

S — Schwefel
S. — Seite
SA — Saarland
SAD — Sonderabfalldeponie
SAV — Sonderabfallverbrennung(sanlage)
Sb — Antimon
SEK — (interner Bericht)
SH — Schleswig-Holstein
SHmV — Schadstoff-Höchstmengenverordnung
Si — Silizium
SiW — Sickerwasser

SL — Saarland
Slg. — Sammlung der Rechtsprechung des Gerichtshofes der EG
SO_2 — Schwefeldioxid
SRU — Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
StrVG — Strahlenschutzvorsorgegesetz
StrVZO — Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung

t — Tonnen
T — Temperatur
TA Abfall — Technische Anleitung Abfall
TA Luft — Technische Anleitung Luft
TCDD — Trichlor-Dibenzodioxin
TCDF — Trichlor-Dibenzofuran
TG — Trockengewicht
TKN — Gesamtstickstoff nach Kjedahl
Tl — Thallium
TOC — gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (total organic cabon)
TOCl — gesamtes organisch gebundenes Chlor
TRGS — Technische Regeln für Gefahrstoffe
TRK — Technische Richtkonzentration
TrS — Trockensubstanz
TS — Trockensubstanz
TVA — Technische Verordnung über Abfälle
Tz. — Textziffer

UBA — Umweltbundesamt
UMK — Umweltministerkonferenz
UN — United Nations (Vereinte Nationen)
UNEP — United Nations Environmental Programme (Umweltprogramm der Vereinten Nationen)
UNESCO — United Nations Education, Scientific and Cultural Organization (Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur)
Unterabs. — Unterabsatz
UStatG — Gesetz über Umweltstatistiken
UVP — Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG — Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung

VCI — Verband der Chemischen Industrie
VDA — Verband der Automobilindustrie
VDI — Verein Deutscher Ingenieure
VG — Verwaltungsgericht
VGH — Verwaltungsgerichtshof
VO — Verordnung
Vol.-% — Volumenprozent
VwV — Verwaltungsvorschrift
VwVfG — Verwaltungsverfahrensgesetz

WHG — Wasserhaushaltsgesetz
WHO — World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)

ZfW — Zeitschrift für Wasserrecht
Ziff. — Ziffer
Zn — Zink
ZVSMM — Zentralverband Sondermüllplätze Mittelfranken

Zehnerpotenzen im internationalen Einheitensystem

E = exa- = 10^{18}
P = peta- = 10^{15}
T = tera- = 10^{12}
G = giga- = 10^{9}
M = mega- = 10^{6}
k = kilo- = 10^{3}
m = milli- = 10^{-3}
μ = mikro- = 10^{-6}
n = nano- = 10^{-9}
p = pico- = 10^{-12}
f = femto- = 10^{-15}
a = atto- = 10^{-18}

Gutachten und veröffentlichte Stellungnahmen des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

Auto und Umwelt

Gutachten September 1973
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer
1973, 104 S., kart.
vergriffen

Die Abwasserabgabe

Wassergütewirtschaftliche und gesamtökonomische Wirkungen
2. Sondergutachten Februar 1974
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer
1974, VI, 90 S., kart.
vergriffen

Umweltgutachten 1974

Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer[1])
1974, XV, 320 S., Plast.
Best.-Nr. 7800201-74902; DM 28,—
vergriffen
auch als Bundestags-Drucksache
7/2802 veröffentlicht[2])

Umweltprobleme des Rheins

3. Sondergutachten März 1976
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer[1])
1976, 258 S., 9 farb. Ktn., Plast.
Best.-Nr. 7800103-76901; DM 20,
auch als Bundestags-Drucksache
7/5014 veröffentlicht[2])

Umweltgutachten 1978

Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer[1])
1978, 638 S., Plast.
ISBN 3-17-003173-2
Best.-Nr. 7800202-78904; DM 33,—
vergriffen
auch als Bundestags-Drucksache
8/1938 veröffentlicht[2])

Umweltchemikalien

Entwurf eines Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen
Stellungnahme des Rates
hrsg. vom Bundesministerium des Innern[3])
Bonn 1979, 74 S.
= Umweltbrief Nr. 19
ISSN 0343-1312

Umweltprobleme der Nordsee

Sondergutachten Juni 1980
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer[1])

508 S., 3farb. Karten, Plast.
ISBN 3-17-003214-3
Best.-Nr. 7800104-80902; DM 23,—
vergriffen
auch als Bundestags-Drucksache
9/692 veröffentlicht[2])

Energie und Umwelt

Sondergutachten März 1981
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer[1])

190 S., Plast.
ISBN 3-17-003238-0
Best.-Nr. 7800105-81901; DM 19,—
auch als Bundestags-Drucksache
9/872 veröffentlicht[2])

Flüssiggas als Kraftstoff

Umweltentlastung, Sicherheit und Wirtschaftlichkeit von flüssiggasgetriebenen Kraftfahrzeugen
Stellungnahme des Rates
hrsg. vom Bundesministerium des Innern[3])

Bonn 1982, 32 S.
= Umweltbrief Nr. 25
ISSN 0343-1312

Waldschäden und Luftverunreinigungen

Sondergutachten März 1983
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer[1])
172 S., Plast.
ISBN 3-17-003265-8
Best.-Nr. 7800106-83902; DM 21,—
auch als Bundestags-Drucksache
10/113 veröffentlicht[2])

Umweltprobleme der Landwirtschaft

Sondergutachten März 1985
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer[1])
423 S., Plast.
ISBN 3-17-003285-2
Best.-Nr. 7800107-85901; DM 31,—
vergriffen

auch als Bundestags-Drucksache
10/3613 veröffentlicht[2])

Luftverunreinigungen in Innenräumen

Sondergutachten Juni 1987
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer[1])

110 S., Plast.
ISBN 3-17-003361-1
Best.-Nr. 7800108-87901; DM 22,—
auch als Bundestags-Drucksache
11/613 veröffentlicht[2])

Zur Umsetzung der EG-Richtlinie

über die Umweltverträglichkeitsprüfung in das nationale Recht
Stellungnahme des Rates
hrsgs. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit[3])
Bonn 1987, 15 S.

Umweltgutachten 1987

Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer[1])

1987, 674 S., Plast.
ISBN 3-17-003364-6
Best.-Nr. 7800203-87902; DM 45,—
auch als Bundestags-Drucksache
11/1568 veröffentlicht[2])

Altlasten

Sondergutachten Dezember 1989
Stuttgart: Metzler-Poeschel[1])
303 S., Plast.
ISBN 3-8246-0059-5
Best.-Nr. 7800109-89901; DM 32,—
auch als Bundestags-Drucksache
11/6191 veröffentlicht[2])

---

[1]) Zu beziehen im Buchhandel oder vom Verlag Metzler-Poeschel, Verlagsauslieferung H. Leins GmbH & Co. Verlags-KG, Holzwiesenstr. 2, Postfach 7, 7804 Kusterdingen

[2]) Zu beziehen vom Verlag Dr. H. Heger, Postfach 20 13 63, 5300 Bonn 2

[3]) Erhältlich beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Postfach 12 06 29, 5300 Bonn

Materialien zur Umweltforschung

herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, zu beziehen im Buchhandel oder vom Verlag Metzler-Poeschel, Verlagsauslieferung H. Leins GmbH & Co. Verlags-KG, Holzwiesenstr. 2, Postfach 7, 7408 Kusterdingen

Nr. 1:

Prof. Dr. Günther Steffen und Dr. Ernst Berg
Einfluß von Begrenzungen beim Einsatz von Umweltchemikalien auf den Gewinn landwirtschaftlicher Unternehmen
1977, 93 S., kart. ISBN 3-17-003141-4
Best.-Nr. 7800301-77901; DM 20,—

Nr. 2:

Dipl.-Ing. Klaus Welzel und Dr.-Ing. Peter Davids
Die Kohlenmonoxidemissionen in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974 und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1973 und 1974
1978, 322 S., kart. ISBN 3-17-003142-2
Best.-Nr. 7800302-78901; DM 25,—

Nr. 3:

Dipl.-Ing. Horst Schade und Ing. (grad.) Horst Gliwa
Die Feststoffemissionen in der Bundesrepublik Deutschland und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974
1978, 374 S., kart., ISBN 3-17-003143-0
Best.-Nr. 7800303-78902; DM 25,—

Nr. 4:

Prof. Dr. Renate Mayntz u. a.
Vollzugsprobleme der Umweltpolitik
Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes
1978, 815 S., kart. ISBN 3-17-003144-9
Best.-Nr. 7800304-78903; DM 42,—
vergriffen

Nr. 5:

Prof. Dr. Hans J. Queisser und Dr. Peter Wagner
Photoelektrische Solarenergienutzung
Technischer Stand, Wirtschaftlichkeit, Umweltverträglichkeit
1980, 90 S., kart., ISBN 3-17-003209-7
Best.-Nr. 7800305-80901; DM 18,—
vergriffen

Nr. 6:

Materialien zu „Energie und Umwelt"
1982, 450 S., kart., ISBN 3-17-003242-9
Best.-Nr. 7800306-82901; DM 38,—

Nr. 7:

Prof. Dr. Dietrich Mülder
Möglichkeiten der Forstbetriebe, sich Immissionsbelastungen waldbaulich anzupassen bzw. deren Schadwirkungen zu mildern
1983, 124 S., kart., ISBN 3-17-003275-5
Best.-Nr. 7800307-83901; DM 21,—
vergriffen

Nr. 8:

Prof. Dr. Horst Zimmermann
Ökonomische Anreizinstrumente in einer auflagenorientierten Umweltpolitik
— Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der amerikanischen Luftreinhaltepolitik —
1983, 60 S., kart., ISBN 3-17-003279-8
Best.-Nr. 7800308-83903; DM 14,—
vergriffen

Nr. 9:

Prof. Dr. Rolf Diercks
Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln und die dabei auftretenden Umweltprobleme
1984, 245 S., kart., ISBN 3-17-003284-4
Best.-Nr. 7800309-84901; DM 25,—
vergriffen

Nr. 10:

Prof. Dr. Dieter Sauerbeck
Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht
1985, 260 S., kart., ISBN 3-17-003312-3
Best.-Nr. 7800310-85902; DM 25,—
vergriffen

Nr. 11:

Prof. Dr. Günther Weinschenck und Hans-Jörg Gebhard
Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der Agrarproduktion
1985, 107 S., kart., ISBN 3-17-003319-0
Best.-Nr. 7800311-85903; DM 18,—
vergriffen

Nr. 12:

Prof. Dr. Erwin Welte und Dr. Friedel Timmermann
Düngung und Umwelt
1985, 95 S., kart., ISBN 3-17-003320-4
Best.-Nr. 7800312-85904; DM 18,—
vergriffen

Nr. 13:

Prof. Dr. Klaus H. Domsch
Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie
1985, 72 S., kart., ISBN 3-17-003321-2
Best.-Nr. 7800313-85905; DM 16,—

Nr. 14:

Prof. Dr. Heinz Bernhardt und Dipl.-Ing. Werner-Dietrich Schmidt
Zielkriterien und Bewertung des Gewässerzustandes und der zustandsverändernden Eingriffe für den Bereich der Wasserversorgung
1988, 297 S., kart., ISBN 3-17-003388-3
Best.-Nr. 7800314-88901; DM 26,—

Nr. 15:

Prof. Dr. Meinolf Dierkes und Dr. Hans-Joachim Fietkau
Umweltbewußtsein — Umweltverhalten
1988, 203 S., kart., ISBN 3-17-003391-3
Best.-Nr. 7800315-88902; DM 23,—

Nr. 16:

Prof. Dr. G. Eisenbrand, Prof. Dr. H. K. Frank, Prof. Dr. G. Grimmer, Prof. Dr. H.-J. Hapke, Prof. Dr. H.-P. Thier, Dr. P. Weigert
Derzeitige Situation und Trends der Belastung der Lebensmittel durch Fremdstoffe
1988, 237 S., kart., ISBN 3-17-003392-1
Best.-Nr. 7800316-88903; DM 25,—

Nr. 17:

Prof. Dr. Jörg Maier, Dipl.-Geogr. Rüdiger Strenger, Dr. Gabi Tröger-Weiß
Wechselwirkungen zwischen Freizeit, Tourismus und Umweltmedien
Analyse der Zusammenhänge
1988, 139 S., kart., ISBN 3-17-003393-X
Best.-Nr. 7800317-88904; DM 20,—



Druck: Bonner Universitäts-Buchdruckerei, 5300 Bonn
Alleinvertrieb: Verlag Dr. Hans Heger, Postfach 20 13 63, Herderstraße 56, 5300 Bonn 2, Telefon 02 28/36 35 51, Telefax 02 28/36 12 75
ISSN 0722-8333